



**FUNDAÇÃO UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA  
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO  
REGIONAL E MEIO AMBIENTE**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UM FILTRO DE ADSORÇÃO COM  
CARVÃO ATIVADO NA PURIFICAÇÃO DE BIOGÁS PROVENIENTE  
DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

**SABRINA MATIELLO**

**Porto Velho (RO)  
2017**



**UNIVERSIDADE FEDERAL DE RONDÔNIA  
NÚCLEO DE CIÊNCIAS EXATAS E DA TERRA  
PROGRAMA DE PÓS-GRADUAÇÃO EM DESENVOLVIMENTO  
REGIONAL E MEIO AMBIENTE**

**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UM FILTRO DE ADSORÇÃO COM  
CARVÃO ATIVADO NA PURIFICAÇÃO DE BIOGÁS PROVENIENTE  
DA FRAÇÃO ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

**SABRINA MATIELLO**

**Orientador: Dr. Artur de Souza Moret**

Dissertação apresentada junto ao Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente, como requisito para obtenção do título de Mestre em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente.

**Porto Velho (RO)  
2017**

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação  
Fundação Universidade Federal de Rondônia  
Gerada automaticamente mediante informações fornecidas pelo(a) autor(a)

---

M433a    Matiello, Sabrina.

Avaliação da eficiência de um filtro de adsorção com carvão ativado na purificação de biogás proveniente da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos / Sabrina Matiello. -- Porto Velho, RO, 2017.

75 f. : il.

Orientador(a): Prof. Dr. Artur de Souza Moret

Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento Regional e Meio Ambiente) - Fundação Universidade Federal de Rondônia

1. Digestão anaeróbia. 2. Biogás. 3. Purificação. 4. Adsorção. 5. Carvão ativado. I. Moret, Artur de Souza. II. Título.

CDU 662.7

---

Bibliotecário(a) Rejane Sales de Lima Paula

CRB 11/903

**SABRINA MATIELLO**

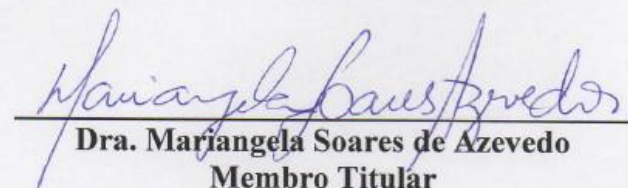
**AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DE UM FILTRO DE ADSORÇÃO COM CARVÃO  
ATIVADO NA PURIFICAÇÃO DE BIOGÁS PROVENIENTE DA FRAÇÃO  
ORGÂNICA DOS RESÍDUOS SÓLIDOS URBANOS**

**Comissão Examinadora**



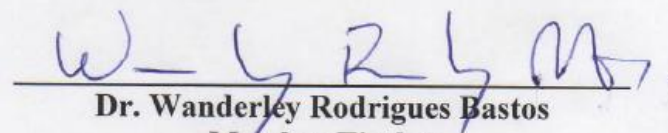
**Dr. Artur de Souza Moret**  
**Orientador**

**Fundação Universidade Federal de Rondônia**



**Dra. Mariangela Soares de Azevedo**  
**Membro Titular**

**Fundação Universidade Federal de Rondônia**



**Dr. Wanderley Rodrigues Bastos**  
**Membro Titular**

**Fundação Universidade Federal de Rondônia**

**Porto Velho, 21 de agosto de 2017.**

**Resultado:** APROVADA.

Dedico este trabalho à minha mãe,  
por tudo o que ela representa para mim.

## AGRADECIMENTOS

A concretização deste trabalho não seria possível sem o apoio e a contribuição de algumas pessoas as quais quero expressar minha sincera gratidão.

Ao meu marido Fabiano Cerri, agradeço pela paciência e pelo incentivo. Agradecer também a toda minha família, em especial ao meu tio Devanir Fappi pelas contribuições e à minha mãe Rosângela Maria Fappi da Silva, por nunca deixar que eu desista dos meus sonhos.

Ao meu orientador Dr. Artur de Souza Moret, por aceitar meu projeto e ser orientador deste trabalho.

Ao Professor Laércio Mantovani Frare e Felipe Moritz, da Universidade Tecnológica Federal do Paraná, por viabilizarem a realização das análises de cromatografia gasosa, minha eterna gratidão.

Aos professores do PGDRA pelo conhecimento transmitido, em especial à Coordenadora Dra. Mariângela Soares de Azevedo e ao Professor Dr. Wanderlei Bastos, pelas inúmeras tentativas de encontrar um laboratório para finalizar esta pesquisa. À Dona Izabel, secretária do PGDRA, por ter sido como uma mãe para mim.

Ao Professor Dr. Quintino Moura Dias Júnior, pela ajuda com a análise estatística.

Aos professores Dr. José Manuel Carvalho Marta e Dra. Maribel Elisabeth Funes Huacca, que fizeram parte da comissão examinadora, na etapa de qualificação e aos membros da banca na etapa da defesa, Professora Dra. Mariângela Soares de Azevedo e Professor Dr. Wanderlei Bastos, pelas considerações feitas neste trabalho.

Agradeço ainda, ao professor Dr. Júlio Sancho Linhares Teixeira Militão e Leandro Moreira Dill, pela boa vontade que tiveram e pelas sugestões concedidas.

À CAPES pela concessão da bolsa de estudos. À Fundação Universidade Federal de Rondônia – UNIR, que proporcionou mais esta conquista em minha vida.

Aos meus colegas da turma 2015/2 pela amizade, em especial à Adriana Tavares Hang, Héliida Nobre Soleano, Jéssica Andrade e Caio Henrique Patrício Pagani, pelas diversas vezes que me ajudaram.

Às minhas amigas Patrícia Schrippe, Mairim Dahm e Celeste Silva, pelas ponderações feitas neste estudo. À Enio Gomes e Lucinara Camargo, pela troca de experiência.

À dona Ana, por disponibilizar os resíduos orgânicos, pelo espaço cedido e pela confiança. À Manoel e Edilene de Almeida Castro, Sr. Luiz, Carmem e Heber Hurtado Lairana, por auxiliarem no fornecimento dos dejetos suínos usados como inóculo.

À Miguel Ângelo Lins do Amaral pela conversa que tivemos, sem ela esta pesquisa não existiria.

À todos o meu muito obrigada!

*"A poluição nada é além dos recursos que deixamos de colher. Nós permitimos que eles se dispersem porque temos sido ignorantes quanto ao seu valor".*

*Richard Buckminster Fuller*

## RESUMO

A digestão anaeróbia é uma alternativa promissora para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos. No entanto, a utilização do biogás em seu estado não purificado não é tão eficiente em virtude da presença de alguns gases contaminantes em sua composição, principalmente o sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ), que tem alto poder corrosivo. Para aplicação como fonte energética é importante a purificação do biogás para não produzir corrosão nas câmaras de combustão dos equipamentos. O presente trabalho utilizou a digestão anaeróbia para a produção de biogás a partir da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos, provenientes de um refeitório na localidade de Nova Mutum Paraná-RO. O objetivo deste trabalho foi avaliar a produção de biogás e analisar a eficiência de um filtro de adsorção com carvão ativado na remoção dos gases  $CO_2$  e  $H_2S$ . A etapa experimental compreendeu a caracterização dos resíduos, construção de um biodigestor anaeróbio de pequena escala utilizando 03 tambores de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) com capacidade de 50 litros cada, monitoramento da produção de biogás por meio do medidor de vazão LAO G 0.6, construção de um sistema de purificação utilizando-se uma coluna recheada com carvão ativado com granulometria 3X6, análise da composição do biogás em um cromatógrafo com Detector de Condutividade Térmica (TCD) da marca Perkin Elmer, modelo Clarus 680, e avaliação da remoção das impurezas ( $H_2S$  e  $CO_2$ ), comparando as composições das amostras do biogás coletado antes e depois da passagem pelo sistema de adsorção. Utilizou-se o teste t de Student para comparar as médias das amostras estatisticamente. Constatou-se que o biodigestor testado apresentou bons resultados, permitindo manter uma produção viável e constante de gás. As oscilações de temperatura influenciaram na produção e o rendimento obtido com a digestão de 13 kg de resíduos orgânicos inoculados com 2 kg de dejetos suínos foi de 395,5 litros ou  $0,3955\text{ m}^3$  de biogás. Uma média de 8,78 litros ou  $0,00878\text{ m}^3$  de biogás por dia. Estima-se que uma tonelada de resíduos possa produzir cerca de 8.788,88 litros ou  $8,78888\text{ m}^3$  de biogás no tempo de retenção hidráulica de 45 dias. O pH do biogás é ácido e no valor de 3. A análise estatística demonstrou diferença significativa entre as médias do gás sulfeto de hidrogênio, comprovando que houve uma remoção de 100% em todas as amostras. Apesar dos resultados estatísticos não demonstrarem discrepância relevante em relação ao gás carbônico ( $CO_2$ ), percebe-se uma redução de aproximadamente 45% da concentração em todas as amostras após a passagem pelo filtro. Houve um acréscimo na concentração de metano ( $CH_4$ ), confirmando um bom desempenho do filtro de adsorção com carvão ativado, retratando grande potencial para purificação de biogás.

**PALAVRAS-CHAVE:** Digestão anaeróbia. Biogás. Purificação. Adsorção. Carvão ativado.



## ABSTRACT

Anaerobic digestion is a promising alternative for the treatment of the organic fraction of municipal solid waste. However, the use of biogas in its unpurified state is not so efficient due to the presence of some contaminating gases in its composition, especially the hydrogen sulfide ( $\text{H}_2\text{S}$ ), which has a high corrosive power. For application as an energy source it is important to purify biogas in order not to produce corrosion in the combustion chambers of the equipment. The present work uses anaerobic digestion for the production of urban solid waste biofuels from a refectory in Nova Mutum Paraná-RO. The objective of this work is to evaluate the biogas production and to analyze the efficiency of an adsorption filter with activated carbon in the removal of  $\text{CO}_2$  and  $\text{H}_2\text{S}$  gases. The experimental stage involved the characterization of the residues, construction of a small scale anaerobic biodigester, using 03 High Density Polyethylene (HDPE) drums with a capacity of 50 liters each, monitoring the biogas production through the flow meter LAO G 0.6 , Construction of a purification system using a column filled with activated charcoal with 3X6 granulometry, analysis of the biogas composition in a chromatograph with Perkin Elmer Thermal Conductivity Detector (TCD), model Clarus 680 and evaluation of the removal of the impurities ( $\text{H}_2\text{S}$  And  $\text{CO}_2$ ) comparing as compositions of biogas samples collected before and after passage through the adsorption system. Use the Student test to compare the sample means statistically. It was verified that the biodigester tested has good results, allowing to maintain a viable and constant production of gas. As temperature fluctuations influenced the yield and yield obtained with a digestion of 13 kg of organic residues inoculated with 2 kg of swine manure to 395.5 liters or 0,3955  $\text{m}^3$  of biogas. An average of 8.78 liters or 0.00878  $\text{m}^3$  of biogas per day. It is estimated that one ton of testimonials will publish about 8,788.88 liters or 8.78888  $\text{m}^3$  of biogas without hydraulic retention time of 45 days. The pH of the biogas and acid and value of 3. A statistic analysis demonstrated important difference between like average of the hydrogen sulfide gas, proving that it had a 100% removal in all like samples. Although the statistical results do not show a significant discrepancy in relation to the carbon dioxide ( $\text{CO}_2$ ), a reduction of approximately 45% of the concentration in all the samples after a filter passage is noticed. There was an increase in the concentration of methane ( $\text{CH}_4$ ), confirming a good performance of the adsorption filter with activated carbon, representing great potential for biogas purification.

**KEYWORDS:** Anaerobic digestion. Biogas. Purification. Adsorption. Activated carbon.

## LISTA DE FIGURAS

	<b>Pág.</b>
<b>Figura 01 -</b> Etapas da digestão anaeróbia.....	19
<b>Figura 02 -</b> Vista frontal de um biodigestor de batelada.....	23
<b>Figura 03 -</b> Vista em corte de um biodigestor de batelada.....	24
<b>Figura 04 -</b> Vista frontal de um biodigestor, modelo chinês.....	25
<b>Figura 05 -</b> Vista em corte de um biodigestor, modelo chinês.....	25
<b>Figura 06 -</b> Vista frontal de um biodigestor, modelo indiano.....	26
<b>Figura 07 -</b> Vista em corte de um biodigestor, modelo indiano.....	27
<b>Figura 08 -</b> Processos de dessulfuração.....	38
<b>Figura 09 -</b> Componentes do processo de adsorção.....	43
<b>Figura 10 -</b> Etapas do trabalho experimental.....	47
<b>Figura 11 -</b> Esquema representativo do biodigestor contínuo.....	48
<b>Figura 12 -</b> Esquema representativo do biodigestor de batelada em série.....	49
<b>Figura 13 -</b> Gráfico da vazão de biogás em função do tempo.....	54
<b>Figura 14 -</b> Cromatograma da amostra B coletada na entrada do sistema de purificação.....	58
<b>Figura 15 -</b> Cromatograma da amostra B coletada na saída do sistema de purificação.....	58
<b>Figura 16 –</b> Gráfico de tendência para concentração de metano .....	60
<b>Figura 17 -</b> Gráfico comparativo da diferença estatística do gás carbônico (CO <sub>2</sub> ).....	60
<b>Figura 18 –</b> Gráfico comparativo da diferença estatística do gás sulfeto de hidrogênio (H <sub>2</sub> S).....	60
<b>Figura 19 –</b> Gráfico comparativo da diferença estatística dos gases N <sub>2</sub> e O <sub>2</sub> .....	61
<b>Figura 20 –</b> Gráfico comparativo da diferença estatística do metano (CH <sub>4</sub> ).....	61
<b>Figura 21 –</b> Gráfico comparativo da diferença estatística de H <sub>2</sub> O.....	61
<b>Figura 22 –</b> Gráfico comparativo da diferença estatística dos gases não identificados (NI).....	61

## LISTA DE TABELAS

	<b>Pág.</b>
<b>Tabela 01 -</b> Produção de biogás por tipo de resíduo.....	29
<b>Tabela 02 -</b> Rendimento teórico de biogás.....	30
<b>Tabela 03 -</b> Composição teórica do biogás.....	30
<b>Tabela 04 -</b> Características físico-químicas dos componentes do biogás.....	31
<b>Tabela 05 -</b> Fases térmicas da digestão anaeróbia e tempos de retenção.....	32
<b>Tabela 06 -</b> Concentração de micronutrientes essenciais no processo de produção de biogás.....	33
<b>Tabela 07 -</b> Principais características físico-químicas do H <sub>2</sub> S.....	36
<b>Tabela 08 -</b> Efeito do sulfeto de hidrogênio nos seres humanos.....	37
<b>Tabela 09 -</b> Tecnologias de purificação de biogás.....	37
<b>Tabela 10 -</b> Características dos métodos de purificação de biogás.....	42
<b>Tabela 11 –</b> Diferenças entre adsorção física e adsorção química.....	44
<b>Tabela 12 -</b> Caracterização dos carvões em relação à porosidade.....	45
<b>Tabela 13 –</b> Dados técnicos do medidor de gás LAO G 0,6.....	50
<b>Tabela 14 -</b> Composição do biogás padrão.....	52
<b>Tabela 15 -</b> Comparativo da concentração de gases da amostra A, antes e depois da passagem pelo filtro de adsorção.....	57
<b>Tabela 16 -</b> Comparativo da concentração de gases da amostra B, antes e depois da passagem pelo filtro de adsorção.....	58
<b>Tabela17 -</b> Comparativo da concentração de gases da amostra C, antes e depois da passagem pelo filtro de adsorção.....	59

## LISTA DE FORMULAS E EQUAÇÕES

	Pág.
<b>Equação 01</b> - Reação de hidrólise.....	20
<b>Equação 02</b> - Reação de metanogênese.....	21
<b>Equação 03</b> - Reação metanogênese: acetoclásticas e hidrogenotróficas.....	21

## LISTA DE SIGLAS E ABREVIATURAS

<b>AGV</b>	- Ácidos Graxos Voláteis.
<b>CH<sub>4</sub></b>	- Gás Metano.
<b>CO<sub>2</sub></b>	- Gás Carbônico / Dióxido de Carbono.
<b>CA (OH)<sub>2</sub></b>	- Hidróxido de cálcio.
<b>DEA</b>	- Dietanolamina.
<b>DIPA</b>	- Diisopropanolamina.
<b>FeEDTA</b>	- Quelato de ferro.
<b>GEE</b>	- Gases de efeito estufa.
<b>GLP</b>	- Gás Liquefeito de Petróleo.
<b>H</b>	- Hidrogênio.
<b>H<sub>2</sub>S</b>	- Gás Sulfídrico/ Sulfeto de Hidrogênio.
<b>H<sub>2</sub>SO<sub>4</sub></b>	- Ácido sulfúrico.
<b>Kcal</b>	- Quilocaloria.
<b>kg</b>	- Quilograma.
<b>kWh</b>	- Quilowatt-hora.
<b>l</b>	- Litros.
<b>MDEA</b>	- Metildietanolamina.
<b>N</b>	- Nitrogênio.
<b>NH<sub>3</sub></b>	- Amônia.
<b>NaOH</b>	- Hidróxido de sódio.
<b>PEAD</b>	- Polietileno de Alta Densidade.
<b>ppm</b>	- Partes por milhão.
<b>RSU</b>	- Resíduos Sólidos Urbanos.
<b>TCD</b>	- Detector de Condutividade Térmica.

## SUMÁRIO

	<b>Pág.</b>
<b>INTRODUÇÃO.....</b>	<b>12</b>
<b>2. OBJETIVOS.....</b>	<b>14</b>
2.1 Objetivo geral.....	14
2.2 Objetivos específicos.....	14
<b>3. REFERENCIAL TEÓRICO.....</b>	<b>15</b>
3.1 Gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos.....	15
3.2 Tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos por meio da digestão anaeróbia.....	19
3.3 Biodigestores.....	22
3.4 Biogás.....	29
3.5 Purificação de biogás.....	35
3.6 Adsorção com carvão ativado.....	43
<b>4. MATERIAIS E MÉTODOS.....</b>	<b>47</b>
4.1 Coleta dos resíduos.....	47
4.2 Construção e operação do biodigestor de pequena escala.....	47
4.3 Monitoramento da produção de biogás.....	50
4.4 Coleta das amostras.....	50
4.5 Análise do gás produzido .....	51
4.6 Teste de pH.....	52
4.7 Construção do filtro com carvão ativado.....	52
4.8 Avaliação da remoção dos gases contaminantes.....	53
4.9 Análise estatística.....	53
<b>5. RESULTADOS E DISCUSSÃO.....</b>	<b>54</b>
<b>CONSIDERAÇÕES FINAIS.....</b>	<b>63</b>
<b>CONCLUSÃO.....</b>	<b>64</b>
<b>REFERÊNCIAS.....</b>	<b>65</b>
<b>APÊNDICE.....</b>	<b>70</b>

## INTRODUÇÃO

Em Nova Mutum Paraná foi implantado um aterro sanitário com vida útil de 25 anos, o qual recebe resíduos domésticos de Nova Mutum Paraná, Jaci Paraná, Abunã e União Bandeirantes. Em 2011, o aterro recebeu 394,51 toneladas de resíduos, sendo 192,51 t de resíduos de obra e 202 t de resíduos domésticos. O aterro foi equipado com sistema de drenagem do chorume e de gás e centro de treinamento de resíduos destinado à segregação dos resíduos e a compostagem da fração orgânica. Porém, em março de 2017 o aterro que servia como modelo viável para tratamento de resíduos e proteção do meio ambiente, já havia se transformado em um lixão a céu aberto, correndo o risco de causar graves danos ao meio ambiente, permanecendo com suas 15 células praticamente esgotadas. Em julho deste ano, autoridades discutiram um projeto de recuperação do aterro sanitário, onde foi proposta a construção de outras seis células e ampliação de uma célula já existente (RONDÔNIA, 2017).

Criar novas células não resolve o problema, pois enviar resíduos para aterros sanitários é apenas uma solução provisória e suscetível, não sendo uma prática recomendada. Pesquisas evidenciam que o problema dos atuais modelos de gestão concentra-se na fração orgânica dos resíduos sólidos. A disposição desses resíduos orgânicos em aterros sanitários é inaceitável, visto que o acúmulo e a fácil decomposição desses materiais atraem vetores de doenças, diminuem a vida útil do aterro e formam o chorume, o qual pode contaminar o solo, a água e o ar através da liberação de gases de efeito estufa (EL-FADEL et al., 1997; HAMER, 2003; KIM et al., 2006). O aterramento de matéria orgânica “*in natura*”, já é uma prática proibida por lei em alguns países como a Europa, devido à demanda por energia renovável (REIS, 2012).

A digestão anaeróbia é uma alternativa interessante para o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos, pois, aproveita resíduos que seriam dispensados como lixo, para a geração de energia renovável na forma de biogás e ainda produz um fertilizante de alta qualidade nutricional, o biofertilizante (BLEY, 2015). Dentro do contexto ambiental, o uso do biogás representa um avanço no processo de produção de energia renovável, por ser uma energia descentralizada, de baixo custo de instalação e que reduz as emissões de gases tóxicos para a atmosfera, já que o metano é 23 vezes mais poluidor que o dióxido de carbono (COONEY; WISE, 1975). O biogás pode ser empregado na geração de energia elétrica, térmica e mecânica, podendo ser utilizado em fogões domésticos, geladeiras, lampiões, chocadeiras, secadores, aquecimento de caldeiras, motores de combustão interna, turbinas a gás e microturbinas (AL SEADI et al., 2008).

O biogás é composto em média por 60%-70% de metano ( $\text{CH}_4$ ), 30-40% de gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e outros gases em pequenas quantidades, mas que influenciam na qualidade do biogás e na manutenção de equipamentos e reatores (LIMA, 2007). Geralmente, a utilização do biogás em seu estado não purificado, não é eficiente em virtude da presença de gases contaminantes como o sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ), devido seu alto poder corrosivo. Desta forma, para aplicação final como fonte energética é recomendada a purificação do gás, de forma a remover os gases indesejáveis e maximizar o teor de biometano (MIYAWAKI, 2014).

Para eliminação dos elementos traço e purificação do biogás, as técnicas mais empregadas são a absorção e adsorção. Uma técnica promissora para a separação de gases é a adsorção em sólidos porosos, a qual se baseia na diferença de comportamento de adsorção dos diversos componentes do gás, em uma superfície sólida, sob alta pressão (SHIMEKIT; MUKHTAR, 2012). O carvão ativado tem provado ser uma alternativa eficiente na remoção de poluentes, pois, converte cataliticamente  $\text{H}_2\text{S}$  para enxofre elementar, removendo o dióxido de carbono do biogás e, conseqüentemente, o enriquecendo em metano (FRAZIER et al., 2011).

Dentro desse contexto, o presente trabalho utilizou a digestão anaeróbia como recurso para o tratamento da fração orgânica putrescível de resíduos sólidos urbanos, provenientes de um refeitório na localidade Nova Mutum Paraná<sup>1</sup>, inoculados com dejetos suínos, com a finalidade de encontrar alternativas para o processamento e destino final dos resíduos orgânicos da região. Dentre os tipos de resíduos gerados no refeitório, os de interesse para esta pesquisa são os orgânicos, os quais representam a maior parte dos resíduos gerados e por possuírem alta capacidade de degradação anaeróbia, com formação de gás com potencial energético, o biogás. Um dos resultados deste projeto de pesquisa propõe-se a demonstrar que o tratamento dos resíduos em biodigestores, diminui a necessidade de enviá-los a aterros sanitários. Com o gás produzido foi possível avaliar a produção de biogás a partir de resíduos orgânicos e analisar a eficiência de um filtro com carvão ativado na purificação e remoção de gases indesejáveis.

---

<sup>1</sup>Esta localidade é um reassentamento da Hidrelétrica de Jirau, distante 105 km da capital do Estado de Rondônia.

## **2. OBJETIVOS**

### **2.1 Objetivo geral**

Analisar a produção de biogás a partir de resíduos orgânicos provenientes de um refeitório localizado em Nova Mutum Paraná e avaliar a eficiência de um filtro de adsorção com carvão ativado na purificação e remoção de gases contaminantes.

### **2.2 Objetivos específicos**

- Avaliar a produção de resíduos orgânicos gerados no refeitório e descrever a composição do material;
- Construir um biodigestor experimental de pequena escala, para produção de biogás;
- Estimar a produção de biogás e determinar as respectivas composições no reator estudado;
- Construir um filtro de adsorção com carvão ativado e avaliar eficiência na purificação do biogás, por meio da remoção de sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) e gás carbônico ( $CO_2$ ).



### **3. REFERENCIAL TEÓRICO**

#### **3.1 Gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos**

Os Resíduos Sólidos Urbanos (RSU) são materiais heterogêneos, resultantes das diversas atividades desenvolvidas pelo homem. A composição varia substancialmente de acordo com as condições socioeconômicas de cada país, sendo afetada por vários fatores, abrangendo diferenças regionais, crescimento demográfico, desenvolvimento industrial, hábitos de consumo, acesso a tecnologia, estação, clima, frequência de recolha dos resíduos e as práticas culturais (EL-FADEL et al., 1997; PLAZA et al., 1996). Quanto mais desenvolvido e maior a renda per capita de um país, mais resíduos inorgânicos ele produzirá. Em países subdesenvolvidos, geralmente o conteúdo de matéria orgânica é maior (BARCELOS, 2009).

Os RSUs são compostos por materiais passíveis de decomposição como os resíduos alimentares, resíduos de jardinagem e de varrição, e por resíduos passíveis de coleta seletiva e reciclagem como por exemplo, papéis/papelões, plásticos, madeiras, metais, vidros e outros materiais (REIS, 2012). Cerca de 50% dos resíduos sólidos urbanos são compostos de matéria orgânica. Elevado teor de umidade representa dificuldades no transporte, armazenamento e recuperação de materiais recicláveis (IPEA, 2012; ZHANG et al., 2010). Comumente apenas uma pequena parte do RSU é reaproveitada e reciclada (papel, alumínio, plástico), quase sempre excluindo a fração digestível. Na maioria dos países, os resíduos sólidos urbanos são coletados sem a devida segregação, não recebem tratamento e disposição final adequados, sendo geralmente descartados em aterros ou incinerados (AL SEADI et al., 2008; BRABER, 1995).

O objetivo principal do tratamento de resíduos é a estabilização, de modo que estes não apresentem riscos, mas que também não sejam impossibilitados de se transformarem, ou seja, que sejam capazes de retornar a ciclos biogeoquímicos naturais (HAMER, 2003). Os aterros foram criados em decorrência de uma necessidade de proteger o meio ambiente, porém, estes sugerem ser uma solução provisória para a gestão de resíduos sólidos biodegradáveis. O atual método de tratamento e disposição final em aterros é inaceitável, pois não são soluções definitivas, uma vez que não eliminam completamente os resíduos, podendo ser considerados apenas uma solução temporária para a sua eliminação (PLAZA et al., 1996).

Atualmente a gestão dos resíduos sólidos tem sido caracterizada como descargas irresponsáveis de resíduos mistos e tóxicos em aterros sanitários. Devido ao alto potencial

para causar impactos ambientais, eles parecem ser apenas apropriados para resíduos essencialmente estáveis, tais como resíduos de demolição, construção e de incineração (HAMER, 2003). A disposição da fração orgânica dos resíduos sólidos em aterros sanitários não é recomendada, devido as consequências negativas decorrentes das alterações químicas, físicas e biológicas do lixo dentro do aterro. Geralmente eles recebem todo tipo de material, inclusive os passíveis de reaproveitamento, causando impactos ambientais, econômicos e sociais (MOREJON et al., 2011).

O aterramento dos resíduos não oferece uma gestão segura dos resíduos, pois as características dos mesmos são frequentemente modificadas e a decomposição aumenta consideravelmente o potencial poluente de muitos resíduos. A formação de chorume e líquidos percolados podem ocasionar a proliferação de insetos, roedores e vetores de doenças, além de infiltrar no solo e contaminar as águas subterrâneas, tornando os corpos d'água vulneráveis a eutrofização e assoreamento. Dentro do aterro, também ocorre a produção de gases nocivos, vapores e poeiras que migram e são liberados na atmosfera, contribuindo para a poluição do ar e aquecimento global. Além dos potenciais riscos adversos para a saúde pública e poluição ambiental, podem ocorrer incêndios e explosões e a presença de odores desagradáveis (EL-FADEL et al., 1997; HAMER, 2003; KIM et al., 2006).

No Brasil os resíduos sólidos apresentam alto percentual de resíduos orgânicos. A disposição final destes resíduos sempre foi um problema na área de saneamento ambiental e saúde pública, a qual geralmente se limita basicamente ao recolhimento do lixo domiciliar, depositando-o em locais distantes da população (JUNKES, 2002).

De acordo com o levantamento realizado pelo relatório de resíduos sólidos da Abelpre (2015), no ano de 2015, o país atingiu o equivalente a 218.874 t/dia de resíduos produzidos, um crescimento de 1,7% quando comparado com o ano anterior. O montante de RSU coletado em 2015 foi de 72,5 milhões de toneladas, representando uma cobertura de 90,8% de coleta para o país, o que leva a cerca de 7,3 milhões de toneladas de resíduos sem coleta no país e, consequentemente, com destino impróprio. Cerca de 42,6 milhões de toneladas de RSU (58,7% do coletado), seguiram para aterros sanitários. Por outro lado, aproximadamente 30 milhões de toneladas de resíduos foram dispostas em lixões ou aterros controlados, sem medidas de proteção contra danos e degradação ao meio ambiente.

Conforme o relatório citado, a prática da disposição final inadequada de RSU ainda ocorre em todas as regiões e estados brasileiros. Cerca de 3.326 municípios ainda realizam o despejo em locais inadequados. Na região Norte, do total de 15.745 t/dia de RSU gerados em 2015, foram coletados 12.692 t/dia, representando um índice de cobertura de 80,6% da coleta.

Dos resíduos coletados na região, 64,2% ou o equivalente a 8.149 toneladas diárias, ainda são destinados para lixões e aterros controlados. De um total de 450 municípios da região 42,7% não possuem iniciativas de coleta seletiva (192 municípios). Quanto ao tipo de disposição final, 97 municípios optaram pelo aterro sanitário, 110 enviaram seus resíduos para aterros controlados e 243 para lixões. No Estado de Rondônia, em 2015 a população de 1.768.204 habitantes gerou 1.461 t/dia de RSU, ou seja, aproximadamente  $0,826 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ , e foram coletados 1.120 t/dia, ou seja,  $0,633 \text{ kg.hab}^{-1}.\text{dia}^{-1}$ . Desse total, 80,4% foram destinados à lixões, 11,8% à aterros controlados e apenas 7,8% para aterros sanitários.

Pesquisas evidenciam que o problema dos atuais modelos de gestão concentra-se na fração orgânica dos resíduos sólidos, pois quando misturados com outros tipos de resíduos, dificulta e inviabiliza o reaproveitamento dos mesmos. Outro fator de insucesso é a disposição feita de maneira indiferente (EL-FADEL et al., 1997). De um modo geral, a eficácia da maioria dos modelos de gestão está condicionada ao grau de consciência ambiental dos indivíduos (MOREJON et al., 2011).

Existe a necessidade de estimular os cidadãos, no sentido de evitar a disposição de seus resíduos misturados. Melhorar as técnicas de recolha, reciclagem e eliminação estão entre os desafios a serem enfrentados pelos governos (ZHANG et al., 2010). Uma estratégia para solucionar este problema seria a redução na fonte dos resíduos, e posteriormente o aproveitamento da fração orgânica, reciclagem eficaz e somente em última instância a eliminação (HAMER, 2003).

A Política Nacional de Resíduos Sólidos (Lei nº 12.305/2010), institui como destinação final ambientalmente adequada, a não geração de resíduos, seguida da redução, reutilização, reciclagem, tratamento dos resíduos sólidos e disposição final ambientalmente adequada dos rejeitos, bem como a adoção da compostagem para destinação dos resíduos orgânicos.

A maioria dos materiais orgânicos são biodegradáveis e podem ser transformados em materiais mais simples por micro-organismos aeróbicos e anaeróbicos, levando à formação de gás e lixiviados (EL-FADEL et al., 1997). Conhecer a origem do lixo orgânico é um fator importante na determinação do tratamento apropriado e na redução do fluxo de resíduos orgânicos enviados para os aterros sanitários. Resíduos úmidos (resíduos de cozinha, por exemplo) não são indicados para a compostagem, mas fornecem uma excelente matéria prima para a digestão anaeróbia. Por outro lado, compostos ricos em material lignocelulósico (partes fibrosas de uma planta, como os resíduos de poda, por exemplo) são mais recomendados para tratamentos aeróbios (AL SEADI et al., 2008; BRABER, 1995).

No Brasil, o processo mais utilizado para tratamento da fração orgânica é o tratamento aeróbio (compostagem), que objetiva a obtenção do composto orgânico para aplicação na agricultura (BARCELOS, 2009). A compostagem pode ser vista como uma forma de reciclagem da matéria orgânica, diminuindo o volume e evitando a ocupação desnecessária de aterros, produzindo um composto final comercializável, produto da termo-degradação da matéria orgânica complexa em condições húmidas, o qual pode ser empregado como fertilizante orgânico (HAMER, 2003; SCHUELER; MAHLER, 2003).

No entanto a estabilização de resíduos por meio da compostagem não aproveita a energia contida nos resíduos. A digestão anaeróbia é mais vantajosa quando comparada com os tratamentos aeróbios devido a produção de biogás, biofertilizante, produção de energia renovável, redução de odores e patógenos, mais oportunidades de reciclagem e maior controle sobre o processo (BAERE, 2006; PLAZA et al., 1996).

Tanto no tratamento aeróbio quanto anaeróbio da fração orgânica dos resíduos sólidos, é necessário uma separação eficaz dos seus componentes. Muitos países têm feito campanhas incentivando a segregação dos resíduos na fonte, pois este método de separação fornece um produto de melhor qualidade em termos de contaminação (BRABER, 1995).

Estudos desenvolvidos pela Universidade Estadual do Oeste do Paraná – UNIOESTE, propõem um novo modelo de gestão para os resíduos sólidos urbanos, onde os detritos devem ser separados na fonte geradora e passam a ser considerados matéria-prima do processo de industrialização para produção de biogás e biofertilizante, transformando-os em produtos de valor agregado com expectativa de retorno financeiro (MOREJON et al., 2011).

A minimização de resíduos e a reciclagem continuarão a ser um grande desafio no futuro. Este processo deveria ser visto como oportunidade de emprego, conservação de recursos naturais, melhoria na qualidade de vida, saúde e bem-estar da população (ZHANG et al., 2010). A gestão dos resíduos sólidos não é apenas um problema de segurança ambiental. O gerenciamento inadequado dos resíduos sólidos de um país, implica no aumento com gastos em saúde pública. O aterramento de matéria orgânica “*in natura*”, já é uma prática proibida por lei em alguns países como a Europa, devido à demanda por energia renovável, aliada a vários outros benefícios ambientais (REIS, 2012).

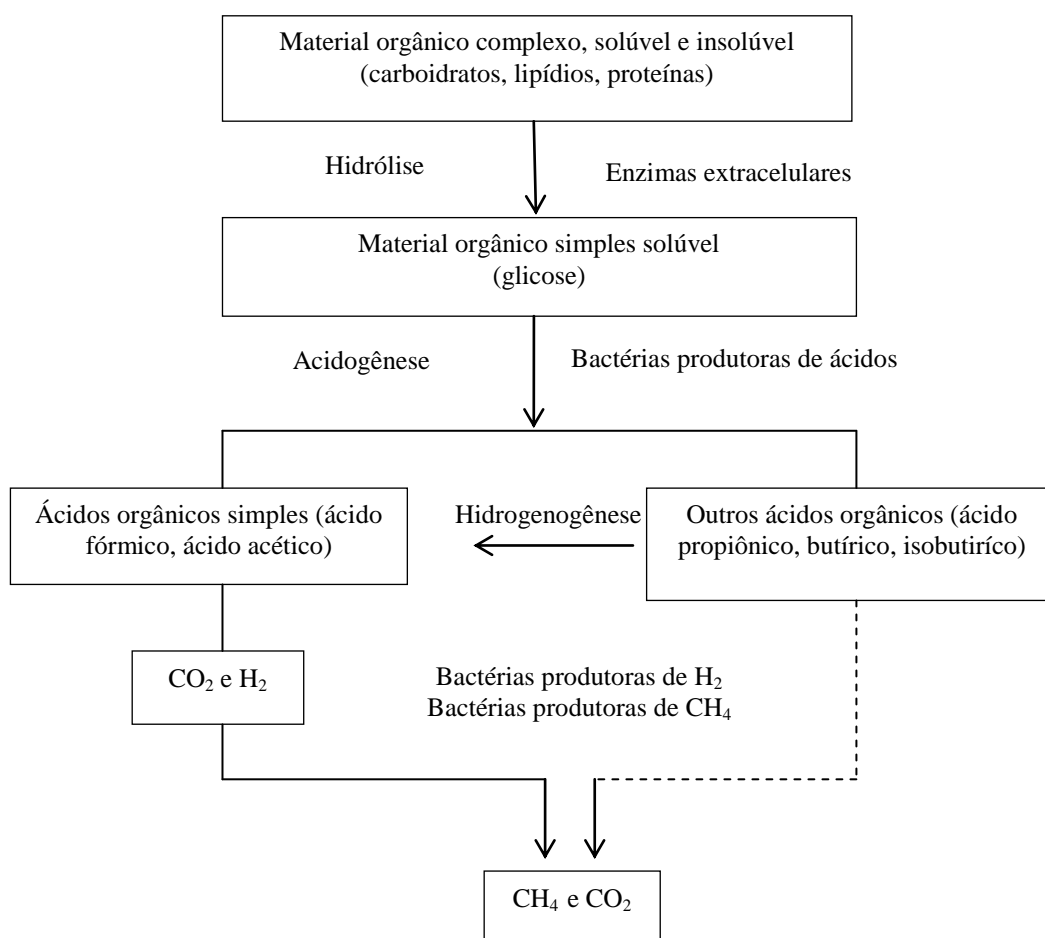
O uso da digestão anaeróbia como uma tecnologia alternativa de tratamento de resíduos tem crescido muito, demonstrando que este mercado está em alta. Atualmente existem várias plantas em grande escala funcionando na França, Bélgica, Dinamarca, Alemanha, Áustria e Suécia (CHYNOWETH, et al., 2001). Os investimentos em digestão anaeróbia estão crescendo não só porque a produção de biogás transforma os resíduos em

valiosos recursos e produz fertilizante de alta qualidade, mas também, porque cria novas oportunidades de negócios, contribui para a criação de novas empresas, empregos e renda (AL SEADI et al., 2008).

### 3.2 Tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos por meio da digestão anaeróbia

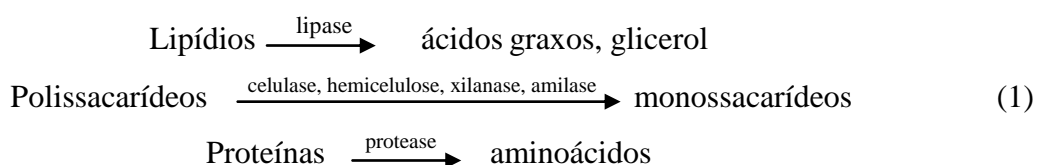
O processo de digestão anaeróbia é um processo microbiológico de biodegradação da matéria orgânica pela ação de bactérias na ausência de oxigênio, um processo natural que ocorre em pântanos, mangues, lagos e rios. Os principais produtos deste processo são o biogás e o biofertilizante. Ocorre em etapas conhecidas como hidrólise, acidogênese, acetogênese e metanogênese (AL SEADI et al., 2008; FALCÃO; GUSMÃO, 2008). A figura 01 apresenta as etapas da digestão anaeróbia:

**Figura 01:** Etapas da digestão anaeróbia.



Fonte: Adaptado MAPA, 2006.

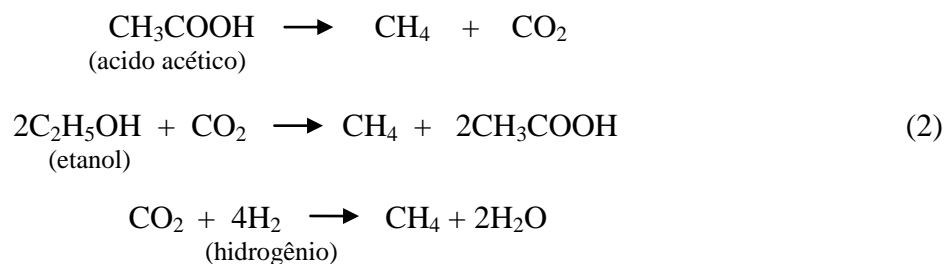
Na primeira fase, conhecida como liquefação ou hidrólise, ocorre a transformação de compostos complexos em compostos mais simples, realizada por bactérias que possuem capacidade enzimática de decompor carboidratos, gorduras e proteínas. Essa fase é fundamental para o início do processo de produção de biogás, uma vez que os micro-organismos envolvidos no processo não são capazes de assimilar matéria orgânica particulada, sendo assim é necessário ocorrer a ação de exoenzimas secretadas pelas bactérias fermentativas hidrolíticas, convertendo a matéria orgânica particulada em matéria orgânica dissolvida (EL-FADEL et al., 1997; PLAZA et al., 1996). A equação 01 representa a reação de hidrólise:



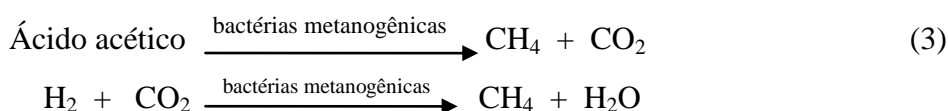
Na hidrólise, polímeros como carboidratos, lipídios, ácidos nucleicos e proteínas são convertidos em glicose, glicerol, purinas e pirimidinas, respectivamente. Micro-organismos excretam enzimas hidrolíticas, que fazem a conversão de biopolímeros em compostos mais simples e solúveis (AL SEADI et al., 2008).

Durante a acidogênese, os produtos da hidrólise (aminoácidos, monossacarídeos, ácidos graxos e gliceróis) são convertidos por bactérias fermentativas em substratos para as bactérias saprófitas (metanogênicas). Os açúcares simples, aminoácidos e ácidos graxos são transformados em ácidos orgânicos simples, dióxido de carbono e hidrogênio (70%), bem como em ácidos graxos voláteis (AGV) e álcoois (30%). Os AGV são compostos intermédios tais como ácido acético, ácido propiônico, ácido butírico e outros ácidos voláteis, produzidos durante a acidogênese. Os produtos da acidogênese não podem ser convertidos diretamente em metano pela bactérias metanogênicas, por este motivo são convertidos em substratos metanogênicos durante acetogênese (AL SEADI et al., 2008; EL-FADEL et al., 1997; PLAZA et al., 1996).

A última fase, chamada de gaseificação ou metanogênese corresponde ao processo final da conversão anaeróbia de ácidos voláteis produzidos na fase anterior, onde são metabolizados pelas bactérias metanogênicas, produzindo  $\text{CH}_4$  e  $\text{CO}_2$ . Acetogênese e metanogênese geralmente são executadas em conjunto, uma simbiose de dois grupos de organismos. As reações de metanogênese podem ser expressas conforme exposto na equação 02 (MOLINO et al., 2013):



Durante a hidrólise, ocorre a produção de uma pequena quantidade de biogás. A produção de biogás atinge o seu pico durante a metanogênese. As bactérias metanogênicas, denominadas de arqueas metanogênicas, dependem do substrato fornecido pelas acidogênicas, caracterizando assim, uma interação de comensalismo. Os gêneros mais frequentemente são *Methanobacterium*, *Methanospirillum* e *Methanobrevibacter*. Esse grupo de micro-organismos pode ser dividido em: acetoclásticas e hidrogenotróficas. Quando o metano é formado a partir de ácido acético ou metanol são chamadas de metanogênicas acetoclásticas. Essas bactérias são responsáveis por cerca de 60 a 70% da produção de metano e pertencem a dois gêneros principais: *Methanosarcina* (formato de cocos) e *Methanosaeta* (formato de filamentos). Já quando o metano é formado a partir de dióxido de carbono e hidrogênio, são chamadas de metanogênicas hidrogenotróficas. A conversão pode ser representada de acordo com as seguintes reações (AL SEADI et al., 2008):



De acordo com Al Seadi et al. (2008), a etapa de metanogênese é o ponto mais crítico da digestão anaeróbia, pois, é a reação bioquímica mais lenta do processo. Essa fase é severamente influenciada pelas condições de operação, composição da matéria-prima, taxa de alimentação, sobrecarga do digestor, pH e mudanças de temperatura.

A digestão anaeróbia é um eficiente método de saneamento capaz de inativar vírus, bactérias e parasitas presentes na matéria-prima tratada, depende do efetivo tempo de retenção do substrato no interior do digestor, da temperatura, da técnica de agitação e do tipo de digestor. A digestão anaeróbia convencional é empregada a temperaturas mesofílicas, ou seja, entre 35°C e 37°C, com um tempo de retenção hidráulica de 20 ± 30 dias (AL SEADI et al., 2008). Já nos sistemas termofílicos a temperatura é em torno de 50-55°C e apresentam tempos de retenção inferiores a 10 dias, proporcionando maiores taxas de destruição de patógenos e sementes de plantas daninhas, prevenindo infecções bacterianas e virais, elevando as taxas de

reação tornando o processo uma alternativa atraente para a produção de gás combustível (COONEY; WISE, 1995; KIM et al., 2006).

Enviar resíduos orgânicos para um biodigestor proporciona uma redução do espaço físico que seria utilizado se os mesmos fossem destinados para aterros sanitários, oferece melhores condições operacionais na produção de biogás, não causa problema de maus odores, oferece uma gestão segura dos resíduos, diminuindo potenciais riscos adversos para a saúde pública, proporcionando saneamento ambiental (BARCELOS, 2009).

### **3.3 Biodigestores**

O gás produzido durante a degradação de resíduos orgânicos é conhecido desde 1776, quando o pesquisador italiano Alessandro Volta descobriu a produção em ambientes confinados, de um gás combustível e inflamável devido à presença de metano, o qual ficou conhecido como “gás dos pântanos” (VELOSO et al., 2010).

A constatação de que se tratava de um fenômeno biológico só se concretizou em 1875. Apesar do biogás ser conhecido há muito tempo, a instalação do primeiro reator surgiu na segunda metade do século XIX. Bombaim foi o berço do biodigestor. Em 1950 o primeiro biodigestor de sistema contínuo foi instalado na Índia. Na década de 60, um fazendeiro também desenvolveu pesquisas com biodigestores na África do Sul (FERRAZ; MARRIEL, 1980).

Em 1973, com a explosão da crise energética, o emprego de biodigestores passou a ser uma alternativa adotada em vários países, porém o uso dessa tecnologia foi mais acentuada na China e na Índia. Na China o interesse pelos biodigestores deu-se devido a questões militares. Eles temiam que pudesse ocorrer um ataque nuclear durante a Guerra Fria, prejudicando todas as atividades econômicas e com a distribuição de unidades biodigestoras pelo país, algumas poderiam sobreviver ao ataque inimigo. Já na Índia foi a fome e a falta de combustíveis fósseis que motivaram o desenvolvimento da tecnologia dos biodigestores (GASPAR, 2003).

Após a crise do petróleo, a tecnologia dos biodigestores foi trazida para o Brasil e houve um empenho para substituir o petróleo por outras fontes energéticas. A partir de 1976 os estudos relativos ao seu aproveitamento foram intensificados. Os modelos mais aplicados foram os biodigestores chinês e o indiano (VELOSO et al., 2010). Em 1980, foi feito um levantamento nacional, onde foram identificados 88 biodigestores modelo indiano e 01 biodigestor modelo chinês. Em março de 1988, já havia cerca de 800 biodigestores instalados (JORGE, 2004).

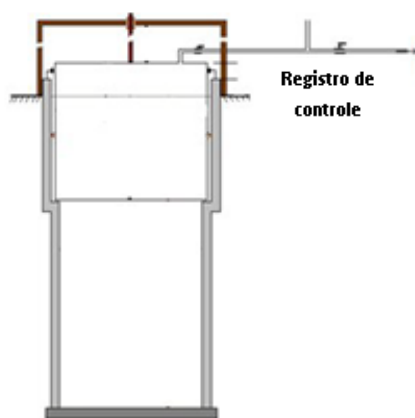


Um biodigestor é formado basicamente de um reservatório, onde são dispostos restos orgânicos encontrados na natureza, como alimentos, frutas, cascas de cereais, plantas e até excrementos, misturados com água (VELOSO et al., 2010). A matéria depositada no biodigestor é biometanizada por uma ação conjunta de diversos micro-organismos, o que pode exigir tempos de detenção elevados, para que o substrato adicionado seja decomposto (ROYA et al., 2011). Compõe-se de uma câmara fechada na qual uma biomassa é fermentada anaerobicamente, ou seja, na ausência de oxigênio molecular. Como resultado desta fermentação ocorre à liberação de biogás e a produção de biofertilizante (GASPAR, 2003).

Existem vários tipos de biodigestores, mas todos possuem um tanque para abrigar e permitir a digestão da biomassa e o gasômetro (campânula) para armazenar o biogás. São modelos que diferem nas tecnologias associadas para o alcance de melhores resultados e nas particularidades que os tornam mais apropriados ao tipo de substrato que se deseja utilizar, bem como a frequência com que são obtidos. A maneira como o digestor é alimentado tem impacto fundamental sobre o equilíbrio termodinâmico do processo. Em relação ao abastecimento de resíduos, um reator pode ser classificado em biodigestor de batelada e biodigestor contínuo/intermitente (ANDRADE et al., 2002; GASPAR, 2003; VELOSO et al., 2010):

- Biodigestor de batelada: utiliza sua capacidade máxima de armazenamento de biomassa, retendo-a no reservatório até a completa biodigestão. A figura 02 apresenta um biodigestor modelo batelada:

**Figura 02** -Vista frontal de um biodigestor de batelada.



Fonte: ORTOLANI; BENINCASA; LUCAS JUNIOR, 1991.

O equipamento fica totalmente fechado, sendo aberto apenas quando começar a produzir o biogás. Após a fermentação, o biodigestor é aberto, limpo e novamente carregado.

Em reatores de batelada, os produtos finais são acumulados dentro do sistema e liberados apenas no final do processamento (LABATUT et al., 2011). A figura 03 apresenta o interior do biodigestor de batelada:

**Figura 03** - Vista em corte de um biodigestor de batelada.



Fonte: ORTOLANI; BENINCASA; LUCAS JUNIOR, 1991.

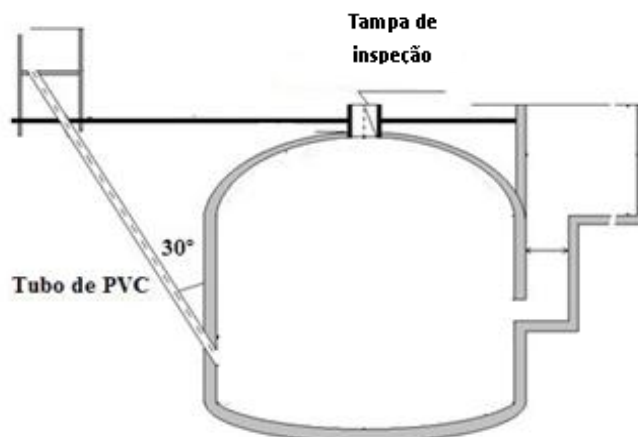
- Biodigestor contínuo/intermitente: O substrato é colocado para decomposição ao mesmo tempo em que o adubo é retirado. É mais indicado para fermentação de materiais orgânicos de decomposição lenta e com longo período de produção. A produção de gás é uniforme e um pouco maior que a dos biodigestores alimentados em batelada, podendo acontecer por um longo período, sem que haja a necessidade de abertura do equipamento (ANDRADE et al., 2002; GASPAR, 2003; VELOSO et al., 2010). Reatores de fluxo contínuo são caracterizados por mudanças drásticas devido à alimentação periódica do substrato e remoção do biofertilizante (LABATUT et al., 2011).

Segundo Gaspar (2003), dentre os modelos de biodigestores rurais simplificados mais utilizados, os principais tipos são o canadense, o chinês e o modelo indiano. O biodigestor canadense, também conhecido como modelo da Marinha ou modelo balão, oferece baixo custo de implantação, é um equipamento de simples limpeza, descarga e conservação, de fácil transporte e sua construção pode ser feita diretamente sob o solo, sem necessidade de profundidade. Sua utilização é indicada para lugares onde prevaleçam temperaturas altas e constantes e com nível de lençol freático alto. Em regiões frias estes biodigestores podem ser adaptados com um sistema de aquecimento (ANDRADE et al., 2002).

O modelo chinês é um reator subterrâneo que varia de 6 a 8 metros cúbicos. O reator é operado de modo semi-contínuo, onde novo substrato é adicionado uma vez por dia, assim como o biofertilizante. O reator não é agitado, favorecendo a sedimentação dos sólidos em

suspensão, os quais devem ser removidos 2-3 vezes por ano. Cerca de um quinto do conteúdo do reator permanece como inóculo para o próximo ciclo (AL SEADI et al., 2008). A figura 04 exhibe um biodigestor do modelo chinês:

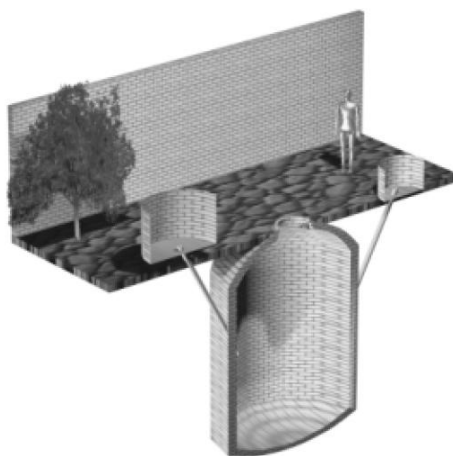
**Figura 04** - Vista frontal de um biodigestor, modelo chinês.



Fonte: ORTOLANI; BENINCASA; LUCAS JUNIOR, 1991.

É um modelo mais rústico, com cúpula fixa, mais simples e econômico e completamente construído em alvenaria, são mais duráveis por não possuírem partes metálicas que podem ser oxidadas, ficando quase totalmente enterrado ocupando pouco espaço fora do solo, deste modo, são mais protegidos contra as variações climáticas da superfície, principalmente em regiões que apresentam baixas temperaturas no inverno (ANDRADE et al., 2002). A figura 05 expõe o interior deste tipo de reator:

**Figura 05** - Vista em corte de um biodigestor, modelo chinês.



Fonte: ORTOLANI; BENINCASA; LUCAS JUNIOR, 1991.

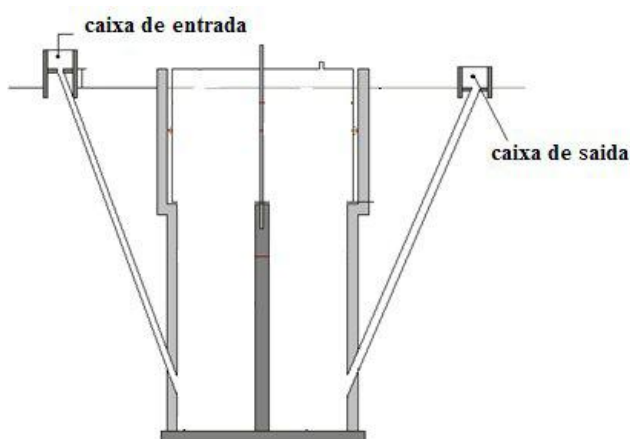
Caracterizam-se pela variação de pressão no gasômetro, em função da produção e consumo do biogás, esse problema pode ser resolvido com uma câmara de regulagem. Uma

das desvantagens desse modelo de reator, é que a cúpula de armazenamento de gás muitas vezes apresenta vazamentos, devido à variação de pressão e a porosidade dos materiais de construção os quais podem apresentar rachaduras (ANDRADE et al., 2002). Outra dificuldade enfrentada neste modelo é a técnica empregada para sua construção (técnica na qual os tijolos usados na câmara, precisam ser assentados sem o concurso de escoramento). As paredes externas e internas precisam receber uma boa camada de impermeabilizante, como forma de impedir infiltrações (GASPAR, 2003).

O biodigestor indiano foi o reator mais construído no Brasil. O modelo consiste em um reator cilíndrico horizontal e possui uma campânula de deslocamento. É um sistema de alimentação contínua. O substrato move-se dentro do reator como um fluxo tampão e uma fração é recirculada para fornecer a inoculação (AL SEADI et al., 2008).

Este tipo de equipamento é mais sofisticado e técnico, composto de uma câmara de digestão e um depósito de gás móvel - a campânula flutuante. Este gasômetro pode estar mergulhado sob a biomassa em fermentação ou em um selo d'água externo, possibilitando desta forma, manter constante a pressão do gás. A forma arredondada pode difundir melhor as tensões geradas por carregamentos, pressões hidrostáticas e empuxo da terra, suavizando assim o aparecimento de fissuras (ANDRADE et al., 2002). Na figura 06, é possível visualizar um biodigestor modelo indiano:

**Figura 06** - Vista em corte de um biodigestor, modelo indiano.

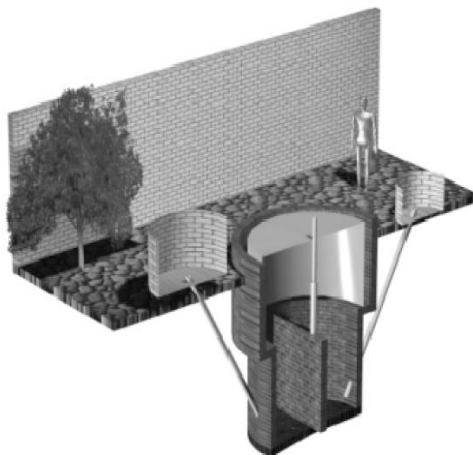


Fonte: ORTOLANI; BENINCASA; LUCAS JUNIOR, 1991.

O equipamento apresenta uma parede central que reparte o tanque de fermentação em duas câmaras, fazendo com que o material circunde por todo o interior da câmara de fermentação. Esse modelo de biodigestor é de fácil construção, entretanto a campânula, geralmente de metal, pode encarecer o custo final e apresentar vida útil curta devido a

presença de componentes corrosivos na composição do biogás ( $H_2S$ ), tornando os custos de manutenção altos pela necessidade periódica de pintura. Uma boa alternativa contra a corrosão é o uso do aço inoxidável, porém, este material possui preços elevados o que pode inviabilizar essa opção (ANDRADE et al., 2002; GASPAR, 2003). A figura 07 mostra a parte interna do reator indiano:

**Figura 07** - Vista em corte de um biodigestor, modelo indiano.



Fonte: ORTOLANI; BENINCASA; LUCAS JUNIOR, 1991.

Atualmente, tem-se alcançado bons resultados com campânulas de fibra de vidro, um material mais acessível no comércio, apresentando custo final mais barato. Recomenda-se que o gasômetro não seja muito grande, pois são pesados e difíceis de serem manipulados durante a construção, transporte e a operação do biodigestor (ANDRADE et al., 2002).

A escolha do tipo de planta de biogás que deve ser adotada é determinada pelo tipo de matéria-prima disponível, dimensionamento do reator e quantidade de resíduos (AL SEADI et al., 2008). A matéria-prima é colhida, triturada grosseiramente e colocada no reator juntamente com o inóculo de micro-organismos necessários para a fermentação e formação do metano (CHYNOWETH et al., 2001).

Mattos e Farias (2011), enfatizam que alguns aspectos devem ser observados para a escolha do local de implantação e construção de um biodigestor. Em geral, devem ser construídos a 10 ou 15 metros de distância de qualquer edificação. O local não deve ser sombreado e ficar distante de árvores, pois as raízes podem provocar rachaduras no aparelho. A temperatura também é um fator importante na eficiência da produção de biogás. A tubulação de gás deve ficar enterrada e o caminho deve ser o menor possível. O biodigestor deve ficar posicionado num local que facilite a obtenção e o preparo da biomassa, bem como a remoção e utilização do biofertilizante.

A base do biodigestor deve ser resistente o suficiente para absorver eventuais solicitações ocasionadas por recalques diferenciais do terreno. O ambiente deve ser protegido de animais e crianças a fim de evitar acidentes e conservar o equipamento. O solo deve ser livre de formigueiros ou tocas de animais. A caixa de saída deve ser dimensionada triplicando o volume da carga diária, para suportar o armazenamento do biofertilizante (ANDRADE et al., 2002).

A profundidade do biodigestor vai depender da profundidade do lençol freático. A capacidade do biodigestor deve ser dimensionada em função do diâmetro. Deste modo, quanto menor a profundidade do lençol, maior deverá ser o diâmetro do biodigestor (e vice-versa). A campânula que cobrirá a parte superior do biodigestor (no caso do modelo indiano) deverá acompanhar as alterações da relação diâmetro/profundidade para garantir uma perfeita vedação do aparelho (GASPAR, 2003).

Entretanto, as medidas de um biodigestor não podem simplesmente ser aumentadas à vontade. Se a câmara de digestão for aumentada, será necessário implantar um sistema de agitação ou mudar a forma do biodigestor para garantir um melhor comportamento (ANDRADE et al., 2002). A alimentação do biodigestor deve assegurar a ausência de oxigênio, garantindo um sistema completamente anaeróbio. Por esta razão, o sistema de alimentação geralmente é feito abaixo da camada da superfície do biofertilizante (AL SEADI et al., 2008).

Os biodigestores são simples, baratos, de fácil operação e manutenção. Geralmente, não existem instrumentos de controle do processo, nem sistemas de aquecimento, operam em temperaturas psicrófila e mesófila. Porém, com a finalidade de melhorar os rendimentos, algumas centrais de monitoramento e controle computadorizado estão sendo instaladas em plantas de biogás, evitando falhas durante o processo (AL SEADI et al., 2008).

Outro modelo de planta de digestão anaeróbia, são as usinas centralizadas, ou usinas de digestão conjuntas. São baseadas na recolha de substrato de várias propriedades e produção de biogás localizado em uma unidade central, visando reduzir custos e mão de obra. Os substratos são recolhidos a partir dos tanques de pré-armazenamento e transportados em caminhões especiais para a unidade de biogás. Geralmente essas plantas são organizadas em cooperativas e a gestão é feita por um conselho administrativo. Esta situação é amplamente empregada na Europa, onde existem usinas de biogás pertencentes a vários agricultores que trabalham em cooperação (AL SEADI et al., 2008).

Apesar de um biodigestor ser uma ferramenta extraordinária para auxiliar no saneamento ambiental e de todas as vantagens de sua utilização, nota-se que a propagação

dessa tecnologia não teve o êxito esperado no país (ANDRADE et al., 2002). Subsídios governamentais e facilidades no financiamento de plantas de biogás são elementos-chave para garantir a viabilidade desses projetos (AL SEADI et al., 2008).

### 3.4 Biogás

A quantidade de biomassa existente em nosso planeta pode nos dar uma ideia do potencial global da produção de biogás. Vários tipos de matéria-prima pode ser utilizadas para a produção de biogás: o estrume animal, resíduos de culturas, resíduos orgânicos da produção de leite, de indústrias de alimentos e agroindústrias, lamas de depuração, fração orgânica dos resíduos sólidos municipais, desperdícios orgânicos domésticos, de restaurantes e lanchonetes, resíduos de indústrias de pesca, álcool de indústrias de cervejaria e açúcar, todos os tipos de resíduos agrícolas, culturas danificadas, inadequadas para a alimentação ou resultantes de condições meteorológicas desfavoráveis (AL SEADI et al., 2008).

A produção de biogás não é um valor fixo, depende da composição bioquímica dos diferentes tipos de matéria prima, temperatura e tempo de retenção no reator. Quanto maior o tempo de retenção no biodigestor maior o nível de degradação (AL SEADI et al., 2008; JØRGENSEN, 2009). Na tabela 01 é possível observar a produção média de biogás por diferentes tipos de resíduos.

**Tabela 01** - Produção de biogás por tipo de resíduo.

Resíduo	Média de produção de biogás (m <sup>3</sup> t <sup>-1</sup> de resíduo tratado)	Referência
Fração orgânica resíduos sólidos/ Resíduos alimentares	130 m <sup>3</sup>	CHESSHIRE (2006); AXPO KOMPOGAS (2012); NORDBERG (2003); MONNET (2003); BIRKMOSE (2000); PRACTICALLY GREEN (2013); KOTTNER (2004)
Dejetos bovinocultura	23 m <sup>3</sup>	
Dejetos suinocultura	20 m <sup>3</sup>	
Dejetos avicultura	93 m <sup>3</sup>	
Resíduos de matadouro	79 m <sup>3</sup>	

Fonte: Adaptado de COLTURATO, 2015.

Labatut et al. (2011), ressaltam que a taxa de degradabilidade dos substratos depende de suas propriedades físicas e químicas. Os resíduos ricos em lipídios e carboidratos de fácil decomposição, proporcionam maior potencial de produção de metano, ao mesmo tempo que substratos mais recalcitrantes, com alto teor de lignocelulósico, apresentam menor capacidade. Substratos contendo elevadas quantidades de lignina, celulose e hemicelulose

também são utilizados para produção de biogás, mas um pré-tratamento geralmente é aplicado a fim de melhorar a sua digestibilidade (AL SEADI et al., 2008).

Se o material for composto basicamente de carboidratos, como glicose e outros açúcares simples e por compostos de massa molar elevada, a produção de metano será baixa. Por outro lado, se o teor de matéria gorda for elevado, a produção de metano será alta (JØRGENSEN, 2009). A tabela 02 apresenta o rendimento teórico de biogás de acordo com a composição do substrato.

**Tabela 02** - Rendimento teórico de biogás.

Substrato	Litros de gás/kg TS	CH <sub>4</sub> [%]	CO <sub>2</sub> [%]
Proteína bruta	700	70 - 71	29 - 30
Gordura crua	1200 - 1250	67 - 68	32 - 33
Carboidratos	790 - 800	50	50

Fonte: AL SEADI et al., 2008.

Os gases formados na digestão anaeróbia são produtos residuais da respiração dos micro-organismos decompositores e a composição do biogás varia de acordo com as características e a quantidade do material que está sendo degradado (JØRGENSEN, 2009). A tabela 03 apresenta a concentração desses gases presentes no biogás:

**Tabela 03** - Composição teórica do biogás.

Composto	Símbolo químico	Conteúdo (Vol. %)
Metano	CH <sub>4</sub>	50 - 75
Dióxido de carbono	CO <sub>2</sub>	25 - 45
Vapor d'água	H <sub>2</sub> O	2(20°C) – 7(40°C)
Oxigênio	O <sub>2</sub>	<2
Nitrogênio	N <sub>2</sub>	<2
Amônia	NH <sub>3</sub>	<1
Hidrogênio	H <sub>2</sub>	<1
Sulfeto de hidrogênio	H <sub>2</sub> S	<1

Fonte: AL SEADI et al., 2008.

Nesse sentido, o biogás pode ser definido como um gás incolor, altamente combustível, que produz chama azul-clara e queima com um mínimo de poluição. É uma mistura gasosa combustível, de alto poder calorífico, composta basicamente de metano (CH<sub>4</sub>) e gás carbônico (CO<sub>2</sub>) e outros gases que participaram em menores proporções, como nitrogênio (N); hidrogênio (H) e sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) (COMASTRI FILHO, 1981).



O metano, principal componente do biogás, é um gás incolor, inodoro, altamente combustível. Sua combustão não produz fuligem e seu índice de poluição atmosférico é inferior ao do butano, presente no gás de cozinha (GASPAR, 2003). A qualidade do biogás é uma função da porcentagem de metano da mistura. Quanto maior for a porcentagem de metano, melhor será o biogás (COMASTRI FILHO, 1981).

A mistura de biogás com ar em uma relação de 1:20 forma uma combinação explosiva. Quimicamente, o metano pertence aos alcanos e retrata a forma mais simples possível destes. O metano apresenta densidade de aproximadamente  $0,75 \text{ kg/m}^3$  à temperatura e pressão normais. Já o biogás devido à presença do dióxido de carbono (um pouco mais pesado), tem uma densidade ligeiramente superior de  $1,15 \text{ kg/m}^3$  (JØRGENSEN, 2009). O poder calorífico do biogás, também conhecido como poder de queima, calor de combustão ou potência calorífica, é em média aproximadamente  $5500 \text{ kcal/m}^3$ . Um metro cúbico de biogás equivale, aproximadamente, ao valor energético de: 0,45 kg de GLP; 1,1 litros de gasolina comum; 0,58 litros de querosene; 0,55 litros de óleo diesel; 1,5 kg de lenha; 0,74 kg de carvão mineral; 0,8 kg de carvão vegetal ou ainda a 1,43 kWh de energia elétrica (ANDRADE et al., 2002). As características físico-químicas de cada componente do biogás podem ser visualizadas abaixo, na tabela 04.

**Tabela 04** – Características físico-químicas dos componentes do biogás.

	<b>CH<sub>4</sub></b>	<b>CO<sub>2</sub></b>	<b>H<sub>2</sub>S</b>	<b>H</b>
Densidade (kg/m)	0,72	1,85	1,44	0,084
Densidade atmosférica	0,55	1,53	1,19	0,07
Temperatura de ignição (°C)	600	-	270	585
Faixa de explosão (Vol. %)	4,4 – 16,5	-	4,3 – 45,5	4 - 77

Fonte: Adaptado de FNR, 2006.

De acordo com Jørgensen (2009), para uma produção eficiente de biogás, é necessário aprimorar uma série de parâmetros:

- O ambiente deve ser anaeróbico: Os micro-organismos metanogênicos precisam de um ambiente livre de oxigênio, deste modo, o reator deve ser hermeticamente fechado impedindo a entrada de ar.
- Temperatura ótima: Os processos bioquímicos aumentam com a temperatura. A variação de temperatura pode afetar a sobrevivência das bactérias, a produção de biogás e o tempo de

retenção hidráulica. São vários tipos de bactérias envolvidas, cada qual adaptado às diferentes temperaturas (tabela 05):

**Tabela 05** - Fases térmicas da digestão anaeróbia e tempos de retenção.

Fase térmica	Temperatura	Tempo de retenção
Psicrófila	< 20°C	70 a 80 dias
Mesófila	32 - 42°C	30 a 40 dias
Termófila	43 - 55°C	15 a 20 dias

Fonte: AL SEADI et al., 2008.

A digestão termofílica oferece várias vantagens como o aumento das taxas de digestão, diminuição da viscosidade do fluido, diminuição da formação de biomassa, aumento da conversão de resíduos em gás, e ausência de bactérias e de patógenos de vírus (COONEY; WISE, 1995). Temperaturas elevadas resultam em operações mais rápidas e uma produção de metano mais eficiente e o substrato é mais líquido (maior solubilidade). A viscosidade do substrato é inversamente proporcional a temperatura, ou seja, quanto mais alta a temperatura, menor a viscosidade. A solubilidade de dióxido de carbono na água diminui com o aumento da temperatura (AL SEADI et al., 2008).

- Acidez (pH): As bactérias metanogênicas utilizam ácidos orgânicos para sua ingestão de alimentos, porém, não conseguem sobreviver em um ambiente muito ácido. O ideal é um pH de entre 6,5 e 8,0 sendo 7,2 a faixa ótima. O processo é severamente inibido se o valor de pH diminui abaixo de 6,0 ou se eleva acima de 8,3.
- Substrato (matéria-prima): Praticamente todo material orgânico pode ser decomposto anaerobicamente. No entanto, a lignina, não é digerível.
- Fragmentação: Quanto menor o material, maior a relação de superfície e mais fácil para as bactérias degradarem o material. O tamanho das partículas do material orgânico pode influenciar no contato entre as bactérias metanogênicas e o substrato (AL SEADI et al., 2008).
- Teor de matéria seca: Numa unidade de biogás, o teor de matéria seca não deve ser maior do que cerca de 50%, o ideal é cerca de 8-10%, para que permaneça bastante líquido a ser bombeado e para que as bactérias consigam degradar o material.
- Relação Carbono/Nitrogênio (C/N): Micro-organismos metanogênicos precisam de um número de macro e micronutrientes para crescer. Os mais importantes macronutrientes são

nitrogênio (N), fósforo (P) e potássio (K). O nitrogênio é usado pelas bactérias para produzir proteínas. Normalmente a relação C/N deve ser inferior a 30/1. O nitrogênio torna-se um fator limitante para o crescimento bacteriano. Entretanto, o nível não deve ser excessivamente alto, para não inibir o processo. Alguns micronutrientes também são essenciais na produção de biogás, conforme é possível visualizar na tabela 06:

**Tabela 06-** Concentração de micronutrientes essenciais no processo de produção de biogás.

<b>Micronutriente essencial</b>	<b>Concentração ótima (g/m<sup>3</sup>)</b>
Bário (Ba)	0,05
Ferro (Fe)	0,2
Cálcio (Ca)	0,03
Cobalto (Co)	0,005
Magnésio (Mg)	0,02
Molibdênio (Mo)	0,05
Níquel (Ni)	0,01

Fonte: Adaptado JØRGENSEN, 2009.

➤ **Carga orgânica:** A biomassa tem de ser alimentada no reator, de preferência de forma contínua. O substrato tem que ser alterado de forma gradual, de modo que as bactérias se adaptem às novas condições. A taxa de biomassa adicionada ao reator tem de ser ajustada para a taxa de crescimento dos metanógenos, pois, se for adicionada mais biomassa que as bactérias são capazes de degradar, o processo vai se tornar ácido.

➤ **Agentes de inibição:** O processo pode ser inibido através de causas endógenas e exógenas. Inibição endógena ocorre devido às condições criadas durante o próprio processo. Um dos inibidores endógenos mais significativos é o amoníaco (NH<sub>3</sub>). A amônia é criada durante a degradação bacteriana de nitrogênio contendo substâncias como proteínas. O nitrogênio é essencial para o crescimento bacteriano, mas amônia em concentrações elevadas é altamente tóxico para as bactérias. Outros inibidores endógenos importantes são os ácidos orgânicos formados durante o processo. Já a inibição exógena ocorre devido às condições externas. Antibióticos e agentes de desinfecção são tóxicos, pois, são utilizados para matar micro-organismos. Essas substâncias são utilizadas para tratar animais doentes e podem estar presentes em suas fezes. Outras substâncias, tais como metais pesados, sais e micronutrientes também podem inibir o processo em concentrações elevadas.

O biogás é caracterizado como uma fonte de energia flexível, adequado para cozinhar, para iluminação, secadores diversos, aquecimento de caldeiras, geração combinada de calor e

pode também ser empregado como combustível para veículos ou em células de combustível. Quando comparado a outros biocombustíveis o biogás é vantajoso, pois necessita menor quantidade de água durante o processo. Este é um aspecto importante relacionado à futura escassez de água em muitas regiões do mundo. O uso de água potável deve ser sempre evitado devido aos altos custos e para garantir a preservação do recurso (AL SEADI et al., 2008).

Existem diversas tecnologias para efetuar a conversão energética do biogás. Entende-se por conversão energética o processo que transforma um tipo de energia em outro. No caso do biogás a energia química contida em suas moléculas é convertida em energia mecânica por um processo de combustão controlada. Essa energia mecânica ativa um gerador que a converte em energia elétrica (COELHO et al., 2005).

Dentro do contexto ambiental, o uso do biogás representa um avanço no processo de produção de energia renovável, por ser uma energia descentralizada, de baixo custo de instalação e que reduz as emissões de gases tóxicos para a atmosfera, já que o efeito de aquecimento global do metano é pelo menos 23 vezes maior do que o  $\text{CO}_2$  (WEILAND, 2003). A utilização do biogás como fonte de energia é extremamente promissora, sendo considerado como uma ótima alternativa para o aproveitamento do lixo orgânico. O biogás é uma fonte de energia que não se esgota, pois sempre existirá a produção de resíduos (BLEY, 2015). É uma fonte de energia renovável com um conteúdo energético semelhante ao do gás natural. Quando colocado sob pressão, assim como os outros combustíveis, o biogás também é altamente inflamável (ROYA et al., 2011).

Além de estimular a reciclagem da matéria orgânica, a produção de biogás agrega valor através da geração de energia, melhoria das condições ambientais e redução de custos com adubos (SANTOS; NARDI JUNIOR, 2013). Após a produção do biogás, a biomassa fermentada sai do biodigestor com grande poder de fertilização. O biofertilizante é a parte da biomassa que após ser degradada pela ação de bactérias, fica decantada no fundo do biodigestor. Em média, 70% da matéria orgânica que entra no biodigestor é decomposta na fermentação anaeróbica. Os 30% restantes, correspondem a substâncias como lignina e cutina, as quais são liberadas no efluente. Este resíduo fermentado pode ser usado como fertilizante agrícola de excelente qualidade, pois, aproximadamente 99% do nitrogênio presente no material original é conservado na forma orgânica ou de amônia, as únicas substâncias liberadas são metano ( $\text{CH}_4$ ), gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ) e ácido sulfídrico ( $\text{H}_2\text{S}$ ) na forma de gases volatilizados (FERRAZ; MARRIEL, 1980).

### 3.5 Purificação do biogás

Geralmente, a utilização do biogás em seu estado não purificado, não é eficiente em virtude da presença de gases contaminantes, principalmente o sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) devido seu poder corrosivo. Desta forma, para aplicação final como fonte energética é necessário a purificação do gás, com o propósito de evitar danos aos equipamentos e instalações, aumentar seu poder calorífico, maximizando os teores de biometano. O grande volume de  $CO_2$  diminui o valor de aquecimento do gás, aumenta os custos de compressão e transporte (MIYAWAKI, 2014).

A purificação permite uma maior variedade de usos, seja para calor e eletricidade, ou para combustíveis para veículos. Quando purificado, o biogás proporciona reduções nas emissões de GEEs, menores emissões de óxidos de nitrogênio, hidrocarbonetos e monóxido de carbono do que quando comparado com gasolina ou diesel, representando menos riscos ambientais (ZHAO et al., 2010). O biogás depois de purificado está sendo aproveitado como biocombustível renovável em países como a Suécia, Suíça e Alemanha (AL SEADI et al., 2008). O biogás é um combustível limpo para veículos. As emissões de óxidos de nitrogênio são amortizadas em mais de 50%, podendo evitar emissões de compostos orgânicos cancerígenos (WEILAND, 2003).

A limpeza do biogás (do inglês, *cleanup*), consiste na remoção de impurezas (BORSCHIVER; SILVA, 2014). A purificação é importante para aumentar a qualidade e o valor de aquecimento do biogás, para que possa ser usado como recurso energético. O tratamento do biogás implica em remover ou reduzir gases indesejáveis como  $CO_2$ ,  $H_2S$ , vapor de água e outros gases residuais (FRAZIER et al., 2011).

Para a conversão de biogás em biometano, duas etapas principais são executadas: primeiramente um processo de limpeza para remover os componentes traços e posteriormente um processo de ajuste do poder calorífico do gás (BORSCHIVER; SILVA, 2014). O ajuste de poder calorífico consiste basicamente na remoção de dióxido de carbono. Esse processo resulta no aumento da concentração de metano e o aumento da densidade de energia. É a porcentagem de metano que confere um alto poder calorífico ao biogás (GASPAR, 2003).

Dentro do reator o gás formado permanece saturado de vapores de água, para proteger os equipamentos de eventuais danos, a umidade deve ser removida do biogás produzido (AL SEADI et al., 2008). O sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) é o principal inconveniente na produção de biogás, devido ao potencial corrosivo em equipamentos, motores, dutos e estruturas de armazenamento. A tabela 07 apresenta as principais características físico-químicas do  $H_2S$ :

**Tabela 07** – Principais características físico-químicas do H<sub>2</sub>S.

Peso molecular	34,08
Estado físico	Gás (em condição ambiente normal)
Pressão de vapor	15,600 mm Hg a 25°C
Densidade	1,5392 g.L <sup>-1</sup> a 0°C, 760 mmHg
Ponto de ebulição	-60,33°C
Constantes de dissociação	pKa1 = 7,04; pKa2 = 11,96
Fator de conversão	1ppm = 1.39 mg. m <sup>-3</sup>
Limite de explosividade	Superior: 45,5%; Inferior: 4,3% (por volume de ar)

Fonte: HSDB (1998); apud BRANCHER (2012).

Ele aparece em concentrações proporcionais ao teor de proteínas da biomassa, ou seja, quanto maior for o nível de proteína, maior será a produção de H<sub>2</sub>S (JØRGENSEN, 2009). Normalmente o teor de ácido sulfídrico no biogás é de 0,01-0,2% em volume (MOLINO et al., 2013).

O sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S), também conhecido como sulfureto de hidrogênio (antiga nomenclatura), sulfidreto, gás sulfídrico ou ainda como ácido sulfídrico (quando diluído em água), pode ter origem natural, oriundo de processos geológicos fundamentados em mecanismos físico-químicos ou microbiológicos, como emissões provenientes dos campos de petróleo e gás natural, das águas subterrâneas, das zonas pantanosas, das jazidas de sal, de carvão, de minérios sulfetados e das emissões de vulcões. Também pode ser originado de atividades industriais, como processos de remoção química e/ou de lavagens de gases ácidos, de sistemas de tratamento de efluentes, de fermentações, de decapagens ácidas, etc. O sulfeto de hidrogênio é parcialmente solúvel em água e compostos orgânicos (solubilidade em água a 20°C é de 3850 mg/L). É inflamável a temperatura de 260°C e o limite de baixa explosividade é de 4,3% no ar. É um gás incolor, de cheiro desagradável, que lembra odor de ovo podre, é altamente tóxico e mais denso do que o ar (34,08 g/mol, enquanto o ar pesa 28,8 g/mol), condensa na forma líquida a temperatura de -62°C (MAINIER; VIOLA, 2005).

Por ser altamente tóxico, dependendo da concentração, o H<sub>2</sub>S pode matar um ser humano em questão de minutos. O excesso de H<sub>2</sub>S age no centro nervoso do cérebro que coordena a respiração, causando a paralisação do sistema respiratório, matando por asfixia (MAINIER; VIOLA, 2005). A tabela 08 apresenta os efeitos causados nos seres humanos, conforme a concentração de sulfeto de hidrogênio e o tempo de exposição:

**Tabela 08** - Efeitos do sulfeto de hidrogênio nos seres humanos.

Concentração H <sub>2</sub> S (ppm)	Tempo de exposição	Efeito nos seres humanos
0,05-5	1 min	Deteção do odor característico
10-30	6 - 8 h	Irritação dos olhos
50-100	30 min - 1 h	Conjuntivite, dificuldades de respiração
150-200	2 - 15 min	Perda de olfato
250-350	2 - 15 min	Irritação dos olhos
350-450	2 - 15 min	Inconsciência, convulsão
500-600	2 - 15 min	Distúrbios respiratórios e circulatórios
700-1500	0 - 2 min	Colapso, morte

Fonte: MAINIER; VIOLA, 2005.

Além de causar vários problemas nos seres humanos, o sulfeto de hidrogênio também é precursor da poluição atmosférica, podendo causar chuva ácida, mais um fator relevante que torna imprescindível o tratamento e remoção desse gás (BRANCHER, 2012). O H<sub>2</sub>S é corrosivo em combinação com CO<sub>2</sub> e vapor de água, provocando alterações prejudiciais e indesejáveis, influenciando também na durabilidade e desempenho dos equipamentos dos reatores usados na produção de biogás, geralmente metálicos, causando desgastes, transformações químicas ou modificações estruturais, tornando o material impróprio para o uso (PORTO et al., 2015).

A escolha de uma tecnologia economicamente viável para purificação de biogás é fortemente relacionada com a qualidade e a quantidade do biogás bruto que será purificado, utilização final desse gás, com o funcionamento da digestão anaeróbia e os tipos de substratos utilizados para sua produção (MIYAWAKI, 2014). A seleção da técnica de purificação pode ser feita a partir da impureza que se deseja remover. A seguir são apresentadas as tecnologias disponíveis para o tratamento de biogás de acordo com a impureza (tabela 09):

**Tabela 09** - Tecnologias de purificação do biogás.

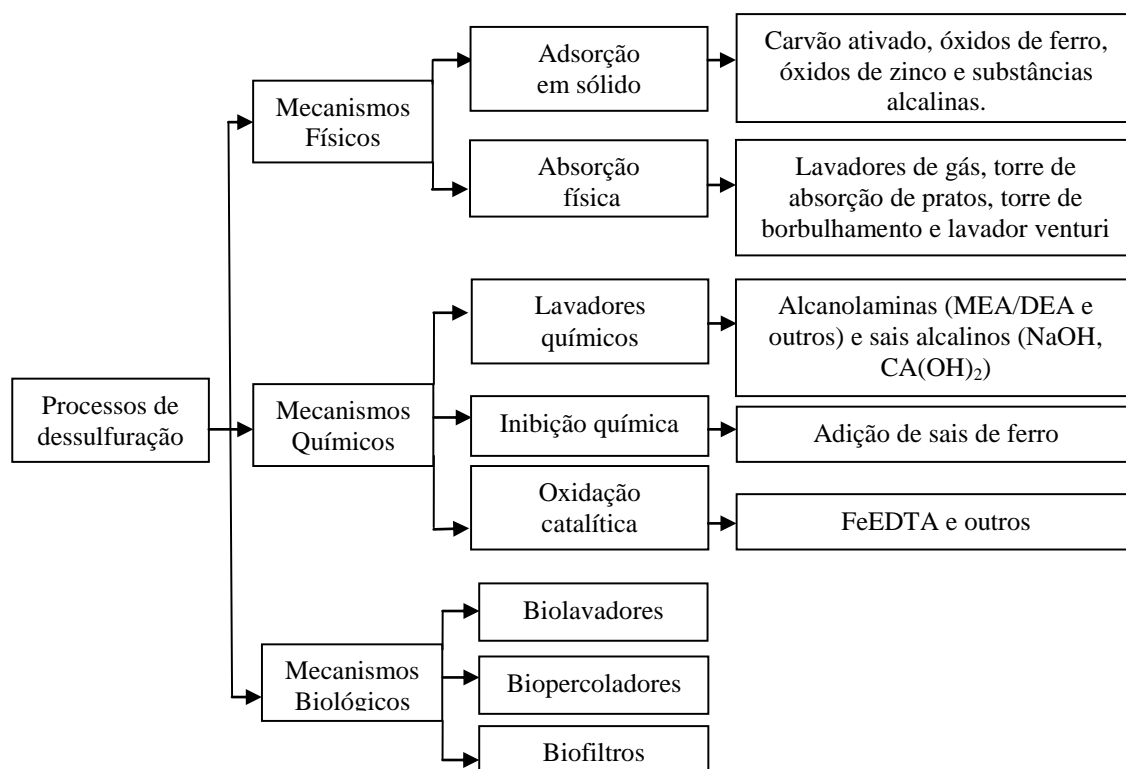
Impureza	Tecnologia de limpeza
Sulfeto de hidrogênio	Precipitação/ Absorção química / Adsorção em carvão ativado/ Tratamento biológico
Siloxanos	Resfriamento/ Absorção em mistura líquida de hidrocarbonetos / Adsorção em carvão ativado, alumínio e sílica gel / Co-separação com sulfeto de hidrogênio
Água	Resfriamento/ Compressão / Absorção / Adsorção
Oxigênio e Nitrogênio	Adsorção em carvão / Peneira molecular ou membranas
Amônia	Enquanto o gás é seco ou está no processo de ajuste de poder calorífico
Particulados	Filtro mecânico

Fonte: Adaptado de BORSCHIVER; SILVA, 2014.

É importante avaliar o impacto ambiental para comparar as diferentes técnicas de purificação do biogás, observando se os poluentes que são removidos durante o processo são emitidos na atmosfera ou contaminam o ambiente, uma vez que desta forma estará contrariando o objetivo de produzir uma fonte limpa e renovável de energia, em substituição dos combustíveis fósseis (ZHAO et al., 2010).

A dessulfuração do biogás (remoção do  $H_2S$ ) pode ser feita por métodos físicos, químicos ou biológicos, podendo ser empregado dentro ou fora do digestor (AL SEADI et al., 2008). Os principais processos de dessulfuração do biogás são classificados, conforme a figura 08:

**Figura 08:** Processos de dessulfuração.



Fonte: COLTURATO, 2015.

Os métodos de purificação do biogás mais empregados na remoção de  $H_2S$  são:

➤ **Absorção:**

É um processo que utiliza água para remover o  $CO_2$  e  $H_2S$  do biogás, uma vez que estes gases são mais solúveis que o metano. É um processo puramente físico. Geralmente, o biogás é pressurizado e alimentado no fundo de uma coluna compactada enquanto a água é alimentada na parte superior resultando em uma operação de lavagem contracorrente, de forma que o líquido retém alta concentração de dióxido de carbono e sulfeto de hidrogênio,



enquanto o gás tem sua concentração de metano aumentada. O princípio deste processo é a baixa solubilidade do metano quando comparado com os outros componentes. Também pode ser realizada uma remoção seletiva de  $\text{H}_2\text{S}$ , pois o mesmo é mais solúvel do que o dióxido de carbono na água (BORSCHIVER; SILVA, 2014; ZHAO et al., 2010).

A absorção pode ser aplicada de forma eficaz mesmo em unidades que operam com baixas vazões de biogás. Um dos métodos mais simples e mais econômicos envolve a utilização de água pressurizada como um absorvente, também conhecido como lavagem com água (do inglês, *water scrubbing*). Desta forma, o  $\text{CO}_2$  e o  $\text{H}_2\text{S}$  dissolvem-se na água e são descartados posteriormente. A água resultante do processo de purificação pode ser reciclada através de uma torre de regeneração e re-circulada de volta para a coluna de absorção (MIYAWAKI, 2014).

Também é empregada a lavagem física com solvente orgânico, como o polietileno glicol (MIYAWAKI, 2014). A grande vantagem é que o  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$  são mais solúveis do que o metano no solvente do que em água, o que resulta em um menor consumo de solvente. As desvantagens de utilizar água, são as grandes quantidades requeridas no processo (mesmo com regeneração), bem como limitações na remoção de  $\text{H}_2\text{S}$  (ZHAO et al., 2010).

➤ Adsorção:

Uma técnica promissora para a separação de gases é a adsorção em sólidos porosos. O processo de adsorção pode ser descrito como a adesão ou retenção de componentes, que provoca seleção de gases da corrente de gás posta em contato com a superfície do adsorvente sólido, como resultado da força de campo na superfície (SHIMEKIT; MUKHTAR, 2012). É uma técnica usada para separar alguns componentes de uma mistura gasosa sob pressão, de acordo com as características moleculares de cada elemento e afinidade para um material adsorvente.

O processo de PSA (Pressure Swing Adsorption - Adsorção de pressão e balanço), baseia-se no fato de que sob pressão, os gases tendem a ser atraídos para uma superfície sólida e serem adsorvidos. Quanto maior a pressão, mais gás é adsorvido. Funciona em temperatura ambiente. Os leitos de carvão ativado precisam ser regenerados e substituídos quando saturados. A principal vantagem dos métodos de adsorção é a simplicidade de operação (ZHAO et al., 2010).

Este método de purificação é o objeto de estudo desta pesquisa e será mais detalhado no tópico 3.6 deste trabalho.

➤ Permeação:

É feito através de membranas e fundamenta-se na diferença de permeabilidade dos componentes do gás. Os compostos mais permeáveis passarão através da membrana e os menos permeáveis ficarão retidos. É uma função direta da solubilidade química do componente alvo na membrana. As pressões de operação características estão na faixa de 25-40 bar (ZHAO et al., 2010). Existem dois métodos de separação por membrana: a separação de alta pressão, que separa o dióxido de carbono e sulfeto de hidrogênio e produz biometano com 96% de pureza e a adsorção gás-líquido, o qual usa uma membrana hidrofóbica de interface gás/líquido micro-porosa (BORSCHIVER; SILVA, 2014). A eficiência do processo pode ser melhorada aumentando o tamanho ou o número de módulos da membrana. É um processo compacto, leve, de baixo consumo de energia e de fácil manutenção. As desvantagens são o alto custo das membranas e rendimento de  $\text{CH}_4$  relativamente baixo (ZHAO et al., 2010).

➤ Criogenia:

Esse processo é baseado no fato de que todos os contaminantes do biogás podem ser separados a partir do  $\text{CH}_4$ , embasado nas diferenças de pressão e temperatura de cada contaminante. É operado em baixas temperaturas (cerca de  $-100^\circ\text{C}$ ) e altas pressões (cerca de 40 bares) e baseia-se na diferença entre o ponto de congelamento do metano ( $-161^\circ\text{C}$ ), do dióxido de carbono ( $-78,5^\circ\text{C}$ ) e do sulfeto de hidrogênio ( $-62^\circ\text{C}$ ). O biogás é resfriado abaixo da temperatura a qual os gases indesejáveis condensam. A pureza do gás de saída é de 99%. Como desvantagens cita-se o uso de compressores, turbinas e trocadores de calor (BORSCHIVER; SILVA, 2014; ZHAO et al., 2010).

Esta técnica não utiliza produtos químicos, sendo considerada, uma separação com poucos impactos ambientais, embora o processo use uma quantidade considerável de energia. A corrente de resíduos é constituída por uma alta porcentagem de  $\text{CO}_2$  com vestígios de  $\text{H}_2\text{S}$  e  $\text{CH}_4$ . Tal como noutros processos, esta corrente tem de ser tratada (ZHAO et al., 2010).

➤ Lavadores químicos:

Na lavagem química (do inglês, *chemical scrubbing*), o gás absorvido e o solvente líquido sofrem reações químicas reversíveis, aumentando a transferência de massa da fase gasosa para a líquida, melhorando a eficiência de remoção do  $\text{H}_2\text{S}$ . Os principais solventes utilizados são soluções de aminas (dietanolamina DEA, diisopropanolamina - DIPA e

metildietanolamina - MDEA), amônias, soluções alcalinas (hidróxido de sódio e hidróxido de cálcio) e soluções oxidantes (sulfato férrico e peróxido de hidrogênio). A regeneração do solvente envolve a quebra dessas ligações. A absorção química tem como vantagens a completa remoção de  $\text{H}_2\text{S}$ , a alta eficiência de reação e a capacidade de operar a baixa pressão (COLTURATO, 2015; ZHAO et al., 2010).

Esta prática é muito valorizada no controle de emissões de poluentes gasosos, visto que nos processos físicos não ocorrem reações químicas, havendo somente dissolução de compostos em um absorvente não volátil. O  $\text{H}_2\text{S}$  apenas é transferido do fluxo gasoso para a fase líquida, a qual deve ser tratada (COLTURATO, 2015). Já na lavagem química devido à alta seletividade, a perda de metano é inferior a 0,1% e a concentração de metano no gás de saída é de aproximadamente 99% (BORSCHIVER; SILVA, 2014).

A solução de aminas usadas devem ser substituída algumas vezes por ano e esta ação pode gerar desperdícios e lançamento de contaminantes no meio ambiente. O solvente utilizado precisa ser separado destes compostos, o que pode ser feito usando membranas. Só então a água limpa pode então ser lançada na natureza (ZHAO et al., 2010).

➤ Inibição química:

Diversas técnicas são empregadas para controle dos problemas associados à presença do sulfeto de hidrogênio no biogás, contudo, a inibição completa da formação deste composto, somente ocorre em condições totalmente aeróbias. A dessulfuração pode ser feita dentro ou fora do digestor. Dentro do reator, pode ser feita através da adição de soluções aquosas de sais de ferro, onde ocorre a precipitação de enxofre, impedindo a formação de sulfeto de hidrogênio. Fora do digestor, pode ocorrer usando uma base, por exemplo, hidróxido de sódio, soluções ferrosas, as quais ligam-se ao enxofre tornando-o um composto insolúvel, evitando a produção do gás sulfeto de hidrogênio (AL SEADI et al., 2008; COLTURATO, 2015).

➤ Oxidação catalítica:

Esta técnica é realizada por meio do emprego de quelatos férricos, ligantes capazes de doar pares de elétrons para um cátion metálico. Quando os quelatos associam-se a um cátion metálico, forma-se uma ligação metal-ligante (COLTURATO, 2015).

➤ Processos biológicos:

Ocorre por meio de micro-organismos responsáveis por degradar o  $H_2S$ . A oxidação biológica é um dos métodos mais utilizados de dessulfuração, podendo ser realizado dentro ou fora do biodigestor. Dentro do biodigestor, o processo é baseado na injeção de uma pequena quantidade de ar (2-8%) no biogás bruto, que na presença de bactérias oxidativas de sulfeto (*Sulfobacter* - presentes no interior do biodigestor), converte o sulfeto de hidrogênio em enxofre elementar. Já a dessulfuração biológica fora do digestor, ocorre em tanques ou em colunas de dessulfuração (AL SEADI et al., 2008).

Dentre os sistemas biológicos, pode-se citar como exemplo o biolavador, o biopercolador (torres de recheio de caráter inorgânico), biofiltro (meio suporte de origem natural: turfa, fibra de coco, solo ou composto) e o pulmão ecológico (enzima carboanidrase) (COLTURATO, 2015). As vantagens dos métodos biológicos são o pouco consumo de energia e produção de enxofre elementar como subproduto, o qual pode ser reutilizado. A eficiência de remoção do sulfeto de hidrogênio depende da atividade bacteriana (ZHAO et al., 2010). A tabela 10 apresenta as principais vantagens e desvantagens de cada método de purificação do biogás:

**Tabela 10** - Características dos métodos de purificação de biogás.

Método	Vantagens	Desvantagens	% (v/v) final de metano	Referências
Purificação por membrana	Segurança e simplicidade de operação; não gera produtos químicos perigosos;	Resíduos de saída ainda contêm concentrações de $CH_4$ que é altamente poluente;	90-96	IEA, 2000; HARASIMOWICZ et al., (2007); CHMIELEWSKI, 2013).
Lavagem de gás	Operam com baixas vazões de biogás; exige menos infraestrutura; simples e mais econômicos.	O efluente líquido necessita de pós-tratamento; descarte de emissões poluentes na atmosfera;	95-100	BHATTACHARYA et al., (1988); KHAPRE, (1989).
Purificação criogênica	Economicamente viável quando o processo envolve grandes quantidades de biogás;	Exigência de vários equipamentos e dispositivos, como: turbinas, compressores e colunas de destilação;	97	De HULLU et al., (2008);
Purificação por adsorção	Simple e de fácil operação; boa capacidade de retenção de umidade;	Necessita de alta temperatura e pressão;	97	De HULLU et al., (2008); KAPDI et al., (2005).
Purificação biológica	Produção de biomassa no processo de fixação de $CO_2$ por meio da fotossíntese agregando valor ao processo final	Métodos recentes que ainda necessitam de estudos	87-97	KAO et al., (2012); MANN et al., (2009);

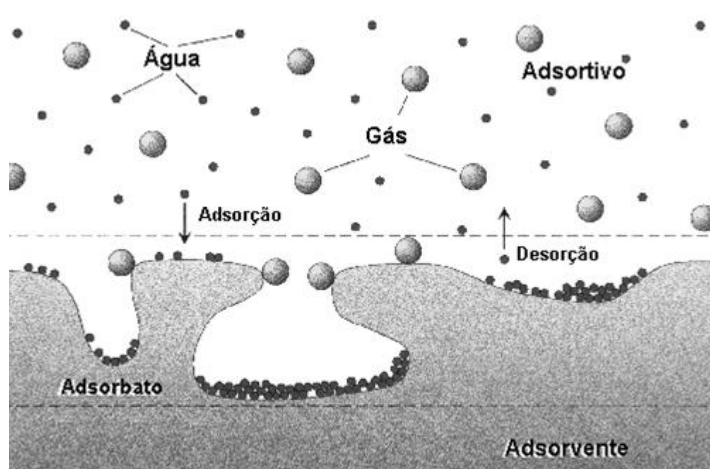
Fonte: MIYAWAKI, 2014.

### 3.6 Adsorção com carvão ativado

No século XVIII, observou-se que certa espécie de carvão retinha em seus poros grandes quantidades de vapor d'água, o qual era liberado quando submetido ao aquecimento. Esse fenômeno ficou conhecido como adsorção. De acordo com Nóbrega (2001), é chamado de adsorvente a substância sólida cuja superfície se produz o fenômeno da adsorção; adsorativo, o fluido em contato com o adsorvente e adsorbato os elementos químicos retidos pelo adsorvente.

A eficiência do processo de adsorção é intensamente relacionada à área superficial específica do adsorvente. Ocorre uma atração entre duas moléculas, isto é, entre um adsorvente sólido (como o carvão ativado) e um adsorbato líquido ou gasoso (no caso do biogás o  $H_2S$  e o  $CO_2$ ), que são as impurezas a serem adsorvidas de forma seletiva (CENDOFANTI, 2005). Os componentes do processo de adsorção são apresentados na figura 09:

**Figura 09** – Componentes do processo de adsorção.



Fonte: Adaptado NÓBREGA, 2001.

Para Colturato (2015), a adsorção é o equilíbrio entre a concentração na fase gasosa e na fase sólida, sendo constituída das seguintes etapas:

- Passagem do fluido em direção à camada gasosa e o material poroso;
- Difusão da molécula, através da camada limite;
- Difusão da molécula no interior dos poros do material adsorvente.

A adsorção pode ser física ou química, conforme a interação entre adsorvente e adsorbato (GUELFÍ; SCHEER, 2007):

➤ **Adsorção física:**

Também conhecida como fisiossorção, é a interação entre as moléculas do meio e do sólido, é fraca, com ligações do tipo intermoleculares, baseadas em forças de Van der Waals e/ou de interações eletrostáticas. É um processo reversível. A molécula no meio possui movimentos de rotação, translação e vibração, porém, quando ela é adsorvida, ela acaba ficando “presa” no sólido.

➤ **Adsorção química:**

Também conhecida como quimiossorção. Ocorre uma interação química entre a molécula do adsorvente e do adsorbato. Este tipo de adsorção pode ser irreversível. Ocorre uma significativa transferência de elétrons, equivalente a formação de uma ligação química entre o sorbato e a superfície sólida. As interações entre o adsorvente e o adsorbato são de natureza iônica e/ou covalente. A tabela 11 resume as principais diferenças entre adsorção física e química:

**Tabela 11** – Diferenças entre adsorção física e adsorção química.

<b>Adsorção Física</b>	<b>Adsorção Química</b>
Baixo calor de adsorção	Alto calor de adsorção
Não especificidade	Altamente específica
Pode ocorrer em monocamada e em multicamada	Ocorre somente em monocamada
Não há dissociação das espécies adsorvidas	Pode envolver dissociação
Só é significativa a baixas temperaturas	É possível em grande faixa de temperaturas
Rápida, não ativada e reversível	Ativada, pode ser lenta e irreversível
Não há transferência de elétrons	Há transferência de elétrons com formação de ligação química entre adsorbato e adsorvente

Fonte: RUTHVEN, 1984.

Os principais adsorventes são o carvão ativado, a sílica-gel, óxidos de ferro, “palha de aço”, limalha de ferro e óxidos de zinco (RUTHVEN, 1984). Usualmente, diferentes tipos de carvão ativado são utilizados como material adsorvente. Esses materiais adsorvem o dióxido de carbono e o sulfeto de hidrogênio do biogás e, conseqüentemente, o enriquece em metano (BORSCHIVER; SILVA, 2014).

O carvão ativado é feito por meio da decomposição térmica de materiais carbonáceos, como por exemplo, madeira, turfa, concha de coco e betuminosos, seguido da ativação empregando vapor ou dióxido de carbono a altas temperaturas (entre 700°C e 1100°C). A

ativação é muito importante, pois é ela que vai determinar o tamanho dos poros e a área específica. Esse adsorvente é basicamente hidrofóbico e altamente organofílico. A superfície do carbono é não polar. É também muito utilizado para purificação de água, recuperação de vapores de gasolina em automóveis e descoloração de açúcar (RUTHVEN, 1984).

A passagem do biogás ocorre através de um filtro, onde ocorre uma interação química entre o composto que se deseja remover com o meio filtrante. A principal característica dos adsorventes é a chamada superfície específica, que mostra a superfície total da partícula por unidade de massa. Quanto maior essa superfície, melhor será a capacidade da partícula adsorver moléculas (RUTHVEN, 1984; ZHAO et al., 2010).

O fenômeno de adsorção é caracterizado pela capacidade de sólidos porosos reterem, por meio de interações físicas ou químicas, as moléculas de um elemento, separando assim os componentes dessa mistura. A distribuição e volume de poros e a área de superfície são importantes para controlar o acesso das moléculas do adsorbato para a superfície interna de um adsorvente (GUELFÍ; SCHEER, 2007).

A porosidade dos carvões ativados é um dos aspectos mais importantes para a avaliação de seu desempenho. Todos os carvões ativados contêm micro, meso e macroporos em sua estrutura, mas a proporção relativa varia consideravelmente de acordo com o precursor e processo de fabricação utilizado. As diferenças nas características de adsorção, estão relacionadas com a estrutura dos poros do material (CLAUDINO, 2003). Na tabela 12 é possível visualizar as características dos carvões ativados em relação à porosidade:

**Tabela 12** - Caracterização dos carvões em relação à porosidade.

	<b>Microporos</b>	<b>Mesoporos</b>	<b>Macroporos</b>
Díâmetro	<20	20 - 500	>500
Volume de poros (cm <sup>3</sup> /g)	0,15 – 0,5	0,02 – 0,1	0,2 – 0,5
Área superficial (m <sup>2</sup> /g)	100 - 1000	10 - 100	0,5 - 2

Fonte: RUTHVEN, 1984.

Boulinguez e Le Cloirec (2010), pesquisando sobre adsorção com carvão ativado, compararam diferentes granulometrias e constataram que os adsorventes mais porosos apresentaram melhor capacidade de adsorção de compostos responsáveis por degradação, corrosão ou abrasão de peças mecânicas. Também avaliaram o processo de regeneração do adsorvente após o esgotamento e concluíram que a temperatura ótima a ser empregada neste processo deve ser superior a 200°C. Bagreev et al. (2001), encontraram resultados semelhantes na regeneração do carvão ativado, constataram que quando submetido a uma

temperatura de 300°C todo o enxofre foi removido dos pequenos poros e o adsorvente foi 100% regenerado, garantindo que todos os gases dessorvidos fossem coletados, minimizando o risco ambiental. Após a regeneração o carvão ativado pode ser reutilizado.

Os gases contaminantes removidos do biogás possuem alto valor para a indústria química e de alimentos. O  $H_2S$  é um elemento que pode ser aplicado na separação seletiva e precipitação de metais pesados contidos em efluentes industriais líquidos. Ele reage quimicamente com bases fortes, originando sulfetos metálicos, permitindo um ganho econômico e ambiental com a disposição dos sulfetos gerados, os quais podem ser comercializados como concentrados de zinco e cobre. Também pode ser aproveitado em análises químicas, na indústria de refino e destilação, perfuração de poços, etc. (JOHNSON; HALLBERG, 2005).

Já o  $CO_2$  dessorvido, pode ser empregado na indústria de alimentos e bebidas efervescentes (refrigerantes e cervejas), na fabricação de extintores, usos na refrigeração, subproduto na produção de hidrogênio, amônia, óxido de etileno, ureia, carbonato de cálcio e no processamento de gás natural (MERSCHMANN, 2014).

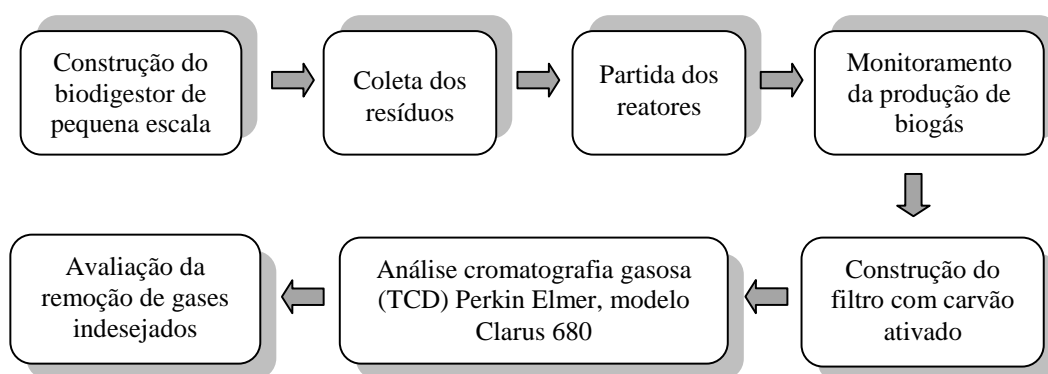


#### 4. MATERIAIS E MÉTODOS

O presente trabalho utilizou a digestão anaeróbia como recurso para o tratamento da fração orgânica putrescível dos resíduos sólidos urbanos, proveniente de um refeitório de um hotel na localidade de Nova Mutum Paraná<sup>2</sup>, com a finalidade de encontrar alternativas para o processamento e destino final desses resíduos.

Dentre os tipos de resíduos gerados no refeitório, os de interesse para esta pesquisa foram os orgânicos, os quais representam a maior parte dos resíduos gerados e por possuírem alta capacidade de degradação anaeróbia, com formação de gás com potencial energético, o biogás. O desenvolvimento do projeto deu-se em 07 etapas, conforme é possível visualizar na figura 10 e descrito a seguir:

**Figura 10** – Diagrama representativo da estrutura do trabalho experimental.



##### 4.1 Coleta dos resíduos

Os resíduos orgânicos foram coletados em um refeitório, localizado em Nova Mutum Paraná - RO. A proprietária e os funcionários foram entrevistados a fim de descrever a produção de resíduos.

##### 4.2 Construção e operação do biodigestor de pequena escala

Após a caracterização dos resíduos, a próxima etapa do trabalho, foi a construção de um reator de pequena escala. O modelo proposto objetivou montar um sistema contínuo, já que a produção de resíduos no local de estudo é ininterrupta. Optou-se por materiais de baixo

<sup>2</sup>Esta localidade é um reassentamento da Hidrelétrica de Jirau, distante 105 km da capital do Estado de Rondônia.

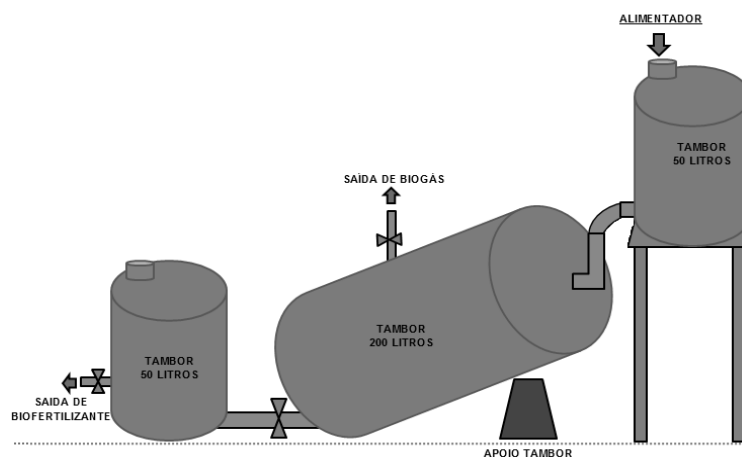
custo para o modelo experimental. Dois sistemas foram montados, pois ocorreram entupimentos e entrada de ar na primeira tentativa. No entanto, os resultados do primeiro reator disponibilizam informações importantes, tanto no processo construtivo, quanto na operação do biodigestor. Desta forma, ambos os modelos utilizados nesta pesquisa serão descritos a seguir:

➤ Modelo do primeiro biodigestor de pequena escala:

Para a construção do primeiro sistema de escala piloto, foram utilizados 03 tambores de Polietileno de Alta Densidade (PEAD), um com capacidade de 200 L, usado como tanque de fermentação e gasômetro e os outros dois com capacidade de 50 L cada, um deles utilizado como alimentador e outro para o armazenamento do biofertilizante. As tubulações para a passagem dos resíduos foram feitas com cano para água 50 mm. Para conectar os canos aos tambores utilizaram-se flanges de caixa d'água. Para saída do biogás e do biofertilizante utilizou-se canos de água 20 mm e registros de esfera soldável foram adaptados no final de cada cano, para que a vazão dos mesmos fosse controlada. Como vedação empregou-se cola adesiva para tubos e conexões de PVC e posteriormente o adesivo selante de silicone de cura neutra.

O tanque usado como alimentador ficou suspenso e o tanque de fermentação permaneceu inclinado, para que a força da gravidade cooperasse na descida dos resíduos, pressionando consequentemente, a saída do biofertilizante. Este reator apresenta princípio de funcionamento semelhante ao biodigestor do modelo chinês. A figura 11 apresenta o modelo do primeiro reator:

**Figura 11** - Esquema representativo do biodigestor contínuo.

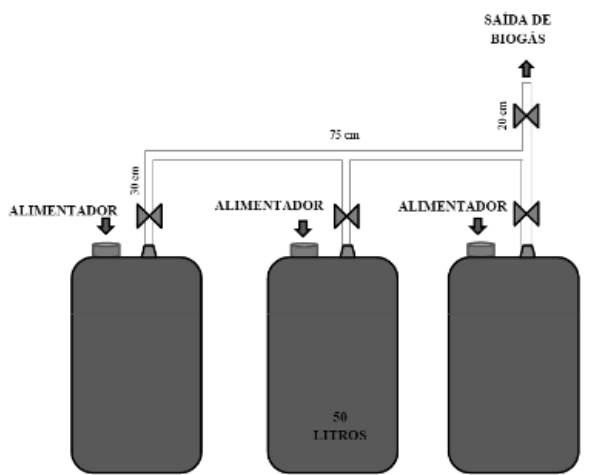


Os resíduos foram coletados, pesados, cortados manualmente, amassados e misturados com água, na proporção de 1:1. Diariamente o biodigestor foi abastecido com 2 kg de resíduos orgânicos diluídos em 2 litros de água.

➤ Modelo do segundo biodigestor de pequena escala:

Para a construção do segundo modelo de reator, foram utilizados 03 tambores de Polietileno de Alta Densidade (PEAD) com capacidade de 50 litros cada, as conexões foram feitas com cano de água 20 mm e registros foram adaptados na saída de cada tambor e também no ponto de saída do biogás. Uma curva 90° e duas conexões em “T” foram utilizadas para acoplar os canos. Como vedação utilizou-se cola adesiva para tubos e conexões de PVC e adesivo selante de poliuretano. Para controlar a pressão, foi adaptado um regulador para gás doméstico, de baixa pressão, da marca Aliança. A figura 12 exibe um esquema representativo do segundo sistema montado.

**Figura 12** - Esquema representativo do biodigestor de batelada em série.



O princípio de funcionamento foi o seguinte: cada tambor foi alimentado com 13 kg de resíduos orgânicos, os quais foram cortados manualmente, amassados, pesados com balança suspensa de precisão (capacidade para 10 kg) e diluídos em 26 litros de água, inoculados com 2 kg de dejetos suínos, preenchendo aproximadamente 80% do volume total do recipiente. O restante do espaço (aproximadamente 20%) foi utilizado como gasômetro do biodigestor. Inicialmente apenas o primeiro tanque foi abastecido e aguardaram-se 5 dias para a formação do gás. No intervalo de 10 dias o tambor subsequente foi alimentado, dando um intervalo de duas semanas de um tanque para outro. Após 45 dias de maturação retirou-se

totalmente o biofertilizante e o reator foi alimentado novamente. A temperatura ambiente foi aferida com auxílio de um termômetro analógico.

Esse biodigestor de pequena escala foi composto de três sistemas de batelada, mas que foram alimentados de forma sequencial, onde o conjunto tornou a produção contínua. É um modelo de reator que emprega a praticidade do biodigestor de batelada, mas que permite que a produção seja constante e em maior quantidade.

#### 4.3 Monitoramento da produção de biogás

A vazão de biogás foi estimada usando um medidor de gás da marca LAO G 0.6. A tabela 13 apresenta os dados técnicos do medidor:

**Tabela 13** – Dados técnicos do medidor de gás LAO G 0.6

Tipo de gás m <sup>3</sup> /h	Vazão Máx. m <sup>3</sup> /h	Vazão Min. m <sup>3</sup> /h	Vazão de início de funcionamento m <sup>3</sup> /h	Pressão Máx. de trabalho kPa	Capacidade cíclica dm <sup>3</sup>
Ar	1,0	0,016	0,002	50 e 100	0,4
Gás Natural	1,25	0,016	0,002	50 e 100	0,4
GLP	0,8	0,016	0,002	50 e 100	0,4

Leitura Min. 0,02dm<sup>3</sup> - Leitura Máx. 99999,999 m<sup>3</sup>

Fonte: LAO, 2016.

O princípio de funcionamento do medidor de vazão consiste em um sistema de canais comunicantes entre as quatro câmaras que, enquanto se enchem, movimentam os diafragmas que coordenam a carga e descarga do sistema, acionando a válvula rotativa que movimenta o sistema de integração. O totalizador é do tipo ciclométrico com 8 dígitos utilizado na leitura óptica. Este medidor de vazão é certificado em conformidade com a regulamentação nacional do Inmetro (LAO, 2016). O medidor de vazão foi instalado na saída do biodigestor.

#### 4.4 Coleta das amostras

Após o monitoramento da produção do biogás, as amostras foram coletas no oitavo (amostras A), décimo (amostras B) e décimo segundo (amostras C) dia de produção, período onde houve maiores rendimentos de gás. Para cada amostra (A, B e C), foram coletadas 2 unidades antes da passagem pelo sistema de purificação as quais foram chamadas de “Sem Filtro – SF” e 2 unidades coletas após a passagem pela coluna de adsorção, as quais foram

chamadas de “Filtro – F”, sendo coletadas 12 amostras no total, armazenadas em tubos estéreis a vácuo, modelo VacuTube, da marca Biocon, com capacidade de 9 mL, as quais foram mantidas refrigeradas a 12°C. Uma torneira de três vias (marca Labor Import) foi utilizada na coleta das amostras para impedir contaminação do biogás com o ar atmosférico. Para as amostras de biogás “in natura” uma das vias da torneira foi acoplada na saída do biodigestor, a segunda via foi conectada a uma seringa de 10 mL e a terceira via foi adaptada a uma agulha para coleta no tubo a vácuo. A seringa auxiliou na medida exata de biogás coletado, evitando desta forma o rompimento do recipiente de armazenamento. O mesmo método foi utilizado para as amostras recolhidas após a passagem do biogás pelo sistema de purificação.

#### 4.5 Análise do gás produzido

Testes de inflamabilidade foram realizados para verificar se o gás produzia chama e posteriormente análises de cromatografia gasosa foram feitas para confirmar a composição do gás produzido. Na cromatografia gasosa a amostra é introduzida inicialmente, com o auxílio de uma micro-seringa, no injetor aquecido, onde é volatilizada e carregada com o auxílio do gás de arraste, através de uma coluna, onde diferenças entre a interação dos constituintes da amostra com o material que compõe a coluna faz com que cada constituinte percorra em diferentes tempos, o que causa a separação. O tempo transcorrido entre a injeção da amostra e o pico do constituinte de interesse é denominado tempo de retenção. Os componentes das amostras são eluídos (ocorre fracionamento da mistura das partículas) e conduzidos para o detector conectado na saída da coluna. O detector emite um sinal elétrico que é registrado graficamente sob a forma de picos (CTGÁS, 2016).

A análise da composição de biogás foi realizada por meio de cromatografia gasosa acoplado a um Detector de Condutividade Térmica (TCD) da marca Perkin Elmer, modelo Clarus 680, na análise foram identificadas as frações de nitrogênio ( $N_2$ ), oxigênio ( $O_2$ ), metano ( $CH_4$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ) e sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ). Foi utilizada uma coluna empacotada Plot Q, utilizando-se Hélio como gás de arraste a uma vazão de  $30,0 \text{ mL} \cdot \text{min}^{-1}$  e uma rampa de aquecimento que permanece numa temperatura de 32°C nos 3,5 min iniciais, aumenta de 32°C até 100°C numa taxa de  $20^\circ\text{C} \cdot \text{min}^{-1}$ , ao chegar em 100°C e permanece nesta temperatura por mais 2 min. Inicialmente realizaram-se análises com biogás

padrão contendo as concentrações conhecidas dos gases nitrogênio ( $N_2$ ), oxigênio ( $O_2$ ), metano ( $CH_4$ ), dióxido de carbono ( $CO_2$ ), sulfeto de hidrogênio ( $H_2S$ ) (tabela 14).

**Tabela 14** - Composição do biogás padrão.

Elemento	Fração na mistura ( $mol.mol^{-1}$ )
$CH_4$	0,6507
$CO_2$	0,2994
$H_2S$	0,007
$N_2-O_2$	0,04276

Todas as análises foram realizadas em duplicata. Foi injetado um volume de 200  $\mu L$  de biogás em cada análise utilizando-se uma seringa da marca Hamilton, modelo 1750RN SYR (22/2''/2 com capacidade de 500  $\mu L$ ). A análise de cromatografia gasosa, foi realizada no laboratório de Análise Instrumental e Tecnologia Química da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.

#### 4.6 Teste de pH

O valor de pH foi aferido de acordo com a metodologia utilizada por Zicari (2003), onde foram borbulhados 20 mL de amostra do gás com 20 mL de água destilada e deionizada em um tubo de ensaio. Uma fita da marca Macherey-Nagel foi utilizada como medidor de pH.

#### 4.7 Construção do filtro com carvão ativado

Para a construção do filtro com carvão ativado utilizou-se tubo de PVC de 30 mm de diâmetro e 30 cm de comprimento. O tubo foi recheado com 400 gramas de carvão ativado granular, granulometria 3X6 mesh, fornecido pela empresa Smart Carbon, situada em Chapecó-SC, vedado com tampões de PVC (Cap) e cola adesiva de poliuretano. O filtro foi instalado logo após o medidor de vazão de biogás. Canalizou-se o biogás do biodigestor até o filtro, onde o mesmo teve passagem forçada pelo sistema de purificação.

#### 4.8 Avaliação da remoção dos gases contaminantes

Para avaliar a eficiência do filtro de carvão ativado na remoção de  $H_2S$  e  $CO_2$ , foram comparadas as composições das amostras de biogás (A, B e C) coletado antes (SF) e depois (F) da passagem pela coluna de adsorção.

#### **4.9 Análise estatística**

A vazão do biogás produzido foi avaliada utilizando recursos do excel. Os resultados referentes à eficiência do filtro de adsorção com carvão ativado na remoção dos gases contaminantes, foram avaliados por meio de análise estatística, por intermédio do programa GraphPad Prisma, versão 6.0, onde utilizou-se o teste t de Student para comparar as médias das amostras. As diferenças foram consideradas significantes ao nível de  $p < 0,05$  para rejeição da hipótese de nulidade.

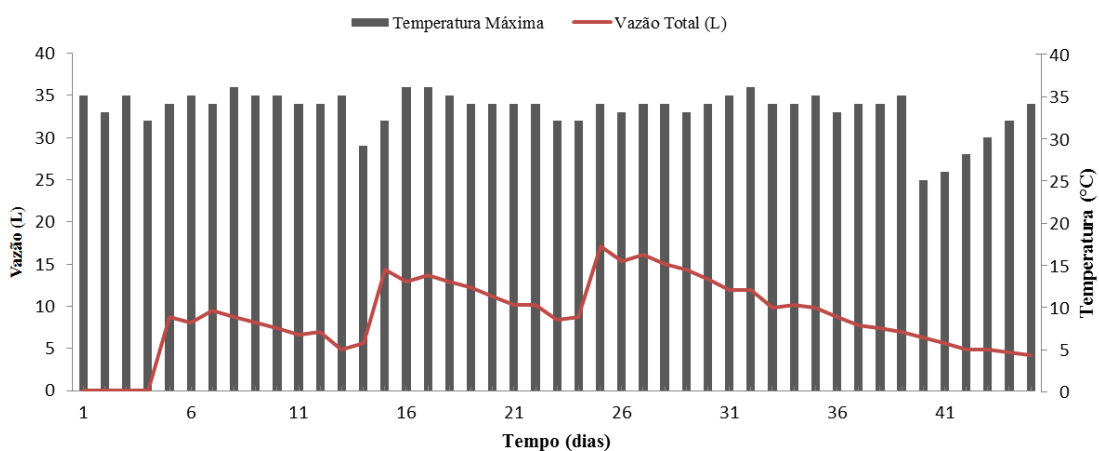
## 5. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os entrevistados, no refeitório onde os resíduos foram coletados são servidas em média 300 refeições diárias e a fração orgânica dos resíduos sólidos é separada dos resíduos secos (recicláveis). A geração é compreendida em todas as etapas do processo, iniciando na manipulação e preparo dos alimentos até o descarte das sobras nos pratos. Os resíduos utilizados nesta pesquisa para abastecimento do biodigestor foram compostos basicamente por restos de comida como arroz, feijão, macarrão, cascas de frutas, verduras e legumes.

Com a construção do primeiro modelo de reator (contínuo), constatou-se que o silicone de cura neutra não foi eficiente na vedação de gases, devido sua flexibilidade. O cano utilizado entre os tambores obstruiu com facilidade devido o seu diâmetro. Para utilização deste modelo de biodigestor em outros estudos recomenda-se a utilização de canos com diâmetros superiores (75 mm ou mais) ou a trituração mecânica do substrato utilizado.

Já o segundo modelo de biodigestor (de batelada em série), apresentou bons resultados, permitindo manter uma produção viável e constante de gás. A produção coincidiu com a variação de temperatura e com a abertura do registro de cada reator. O ponto de maior produção foi no vigéssimo quinto dia com geração de 17,15 litros ou 0,01715 m<sup>3</sup> de biogás. Na figura 13 é possível observar a variação da produção de biogás em função do tempo, de acordo com as oscilações da temperatura.

**Figura 13**– Gráfico da vazão de biogás em função do tempo.



Os rendimentos na produção de biogás reduziram por volta do décimo quarto dia, quando ocorreu o fenômeno da friagem na região, onde a temperatura máxima registrada foi de 29°C e a produção caiu para 4,9 litros ou 0,0049 m<sup>3</sup> de biogás. O mesmo ocorreu no



quadragésimo dia, com temperatura máxima registrada de 25°C, com produção de 6,3 litros ou 0,0063 m<sup>3</sup> de biogás. Martins e Bica (2013), relatam que as bactérias que produzem biogás são muito sensíveis a alterações bruscas de temperatura, diminuindo as atividades metabólicas ou até mesmo paralisando completamente a ação das bactérias (AL SEADI et al., 2008).

Dal Soto et al. (2009), avaliando diferentes temperaturas na produção de biogás, constataram que o aumento da temperatura influencia nítida e proporcionalmente a produção de biogás. Concluíram que as temperaturas entre 35 e 40°C foram efetivas na produção de biogás. Kim et al. (2006), pesquisando os efeitos da temperatura e do tempo de retenção hidráulica sobre a digestão anaeróbia de resíduos alimentares, verificaram que a produção máxima de biogás ocorreu a 50°C com um tempo de retenção de 10 dias, ou seja, quanto mais eleva a temperatura, maiores os rendimentos de biogás.

O rendimento total durante o primeiro ciclo de retenção hidráulica do biodigestor (45 dias) foi de 395,5 litros ou 0,3955 m<sup>3</sup> de biogás. Uma média de 8,78 litros ou 0,00878 m<sup>3</sup> de biogás por dia. Em relação a temperatura, constatou-se que o período mais adequados para produção de biogás sob temperatura ambiente na região são os meses de maio à novembro. O período de dezembro à abril é caracterizado pelo inverno amazônico, estação que chove muito e a temperatura máxima não ultrapassa os 32°C, dificultando a geração do gás. Este entrave pode ser resolvido adotando sistemas de aquecimento.

Observando o período adequado para produção a temperatura ambiente, pode-se estimar que este modelo de reator pode ser abastecido pelo menos 3 ciclos, ou seja, uma produção de aproximadamente 5 meses. Nesse caso, considerando os valores encontrados no primeiro ciclo de retenção hidráulica (45 dias), estima-se um rendimento de 1.186,5 litros ou 1,1865 m<sup>3</sup> de biogás para a produção em 5 meses. Considerando que foram utilizados 13 kg de resíduos inoculados com 2 kg de dejetos suínos em cada tanque, totalizando um conjunto de biodigestores comportando 45 kg no total, pode-se estimar que uma tonelada de resíduos possa produzir cerca de 8.788,88 litros ou 8,78888 m<sup>3</sup> de biogás cada ciclo.

Schulz (2015), pesquisando sobre o rendimento da produção de biogás, utilizando a fração orgânica rejeitada pelo centro de triagem do aterro sanitário de São Leopoldo – RS como substrato e utilizando um reator anaeróbio de batelada com volume de 50 litros, empregando diferentes taxas de carga orgânica e diferentes volumes de inóculos, concluiu que a fração orgânica de RSU demonstrou potencial de produção de biogás, encontrando resultados de produção média de 14,6 m<sup>3</sup>/t RSU.

Cooney e Wise (1995), explorando a produção de gás combustível a partir de resíduos sólidos domésticos, comparando o desempenho de digestores de 50 litros operados a temperaturas mesófilas (37°C) encontraram resultados de 30 dias de tempo de retenção e produção média de 0,36 ft<sup>3</sup> de gás por dia (0,0101 m<sup>3</sup>/dia).

Dahunsi e Oranusi (2013), investigando a produção de biogás a partir de resíduos alimentares inoculados com excrementos humanos gerados em um campus universitário, utilizaram um digestor anaeróbico de 40 litros e uma combinação de 12 kg de resíduos alimentares e 3 kg de excreta. O experimento durou 60 dias e foi operado a uma temperatura na faixa dos 30°C. O volume de gás gerado a partir da mistura foi 84.750 centímetros (0,08475 m<sup>3</sup>/dia). Os resultados mostraram que os resíduos alimentares são bons substratos para geração de biogás.

Houve um decréscimo e estagnação na produção de biogás após 30 dias de produção, corroborando com resultados encontrados por Labatut et al. (2011), os quais constataram que a curva cumulativa de biogás atinge a fase do platô dentro do mesmo período. Os resultados encontrados pelos autores citados foram acima do encontrado neste trabalho, possivelmente devido ao tipo e a porcentagem de inóculo utilizada, a qual pode ter influenciado na produção de biogás. Mais estudos são necessários afim de definir a porcentagem ideal de inóculo a ser utilizada na digestão da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos.

O modelo de biodigestor de batelada em série permite uma produção de gás ininterrupta. Entretanto, como existe a necessidade de deixar o substrato 45 dias no interior do tanque, devido o tempo de retenção hidráulica, ocorre um intervalo de 20 dias no final do primeiro ciclo de abastecimento, ou seja, ocorre uma pausa de alimentação desde a abertura do registro do terceiro tanque até que o primeiro reator seja alimentado novamente. Este inconveniente poderia ser resolvido adicionando-se mais dois tanques ao modelo de biodigestor proposto, permitindo desta forma que o abastecimento e o descarregamento do biofertilizante ocorra a cada 10 dias, propiciando maiores rendimentos de gás.

A cada descarga diária de biogás produzido, foram feitos testes de inflamabilidade para avaliar a composição do gás produzido. Antes da adição do inóculo a chama do acendedor apagou com o gás produzido em todos os testes, comprovando que o gás continha apenas CO<sub>2</sub>. Após a adição do inóculo os testes de combustão renderam chama, indicando que estava ocorrendo produção do gás metano. Amostras do gás produzido sem adição de inóculo foram submetidas à análise de cromatografia gasosa, confirmando a ausência de metano na composição do gás.

Isso acontece porque o ecossistema anaeróbio não se instala imediatamente após o abastecimento do reator. De acordo com Jorge (2004), quando o biodigestor for alimentado com outros resíduos que não sejam dejetos de animais, deve-se utilizá-los pelo menos na fase inicial, para garantir a presença das bactérias metanogênicas (sem as quais não se produz o biogás). O uso de inóculo acelera o tempo de bioestabilização do material orgânico. Barcelos (2009), pesquisando o efeito de diferentes inóculos na digestão de resíduos orgânicos, concluiu ao final de seu trabalho que os excrementos bovinos dificultaram a produção de biogás e os reatores inoculados com esterco suíno foram os únicos que mantiveram os valores de pH na faixa 7 e também foram os que mais produziram biogás, por este motivo optou-se por utilizar dejetos suínos como inóculo neste trabalho.

O valor do pH do biogás foi 3, indicando uma amostra ácida. Os resultados da análise da composição de biogás por meio da CG-TCD após a adição do inóculo são apresentados na tabela 15, que compara a concentração de gases da amostra A, antes (SF) e depois (F) da passagem pelo filtro de adsorção.

**Tabela 15** - Comparativo da concentração de gases da amostra A, antes e depois da passagem pelo filtro de adsorção.

Amostra	Parâmetros	Calibração	Concentração de gás (%) para SF*	Concentração de gás (%) para F*
A	N <sub>2</sub> – O <sub>2</sub>	224608,92	1,78	3,85
	CH <sub>4</sub>	419298,11	0,72	3,11
	CO <sub>2</sub>	271631,08	76,67	44,77
	H <sub>2</sub> S	53756,44	0,0451	0
	H <sub>2</sub> O	28345,07	3,08	3,85
	NI*	-	17,71	44,41

\* SF = Sem Filtro (amostras coletadas antes do filtro)

\* F = Filtro (amostras coletadas depois do filtro)

\* NI = Gases não identificados

De acordo com os dados é possível verificar que a amostra A “*in natura*” possuía uma concentração de 0,0451% de H<sub>2</sub>S e após a passagem pela coluna de adsorção com carvão ativado houve uma redução de 100% dos valores. A taxa de CO<sub>2</sub> foi de 76,67% na amostra “*in natura*” e após a passagem pelo sistema de purificação apresentou uma porcentagem de gás de 44,77%, ou seja, uma redução de 40%. A parcela de metano (CH<sub>4</sub>) na amostra “*in natura*” era de 0,72% e após a passagem pelo filtro indicou um percentual de 3,11%, retratando um acréscimo na concentração deste gás após remoção das impurezas. A tabela 16, apresenta o comparativo da concentração de gases da amostra B, antes (SF) e depois (F) da passagem pelo filtro de adsorção:

**Tabela 16** - Comparativo da concentração de gases da amostra B, antes e depois da passagem pelo filtro de adsorção.

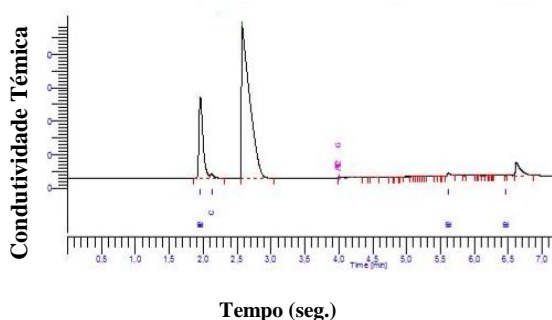
Amostra	Parâmetros	Calibração	Concentração de gás (%) para SF*	Concentração de gás (%) para F*
<b>B</b>	N <sub>2</sub> – O <sub>2</sub>	224608,92	1,70	2,44
	CH <sub>4</sub>	419298,11	1,14	1,20
	CO <sub>2</sub>	271631,08	84,20	72,30
	H <sub>2</sub> S	53756,44	0,04234	0
	H <sub>2</sub> O	28345,07	3,28	3,45
	NI*	-	9,65	20,61

\* SF = Sem Filtro (amostras coletadas antes do filtro)      \* F = Filtro (amostras coletadas depois do filtro)  
 \* NI = Gases não identificados

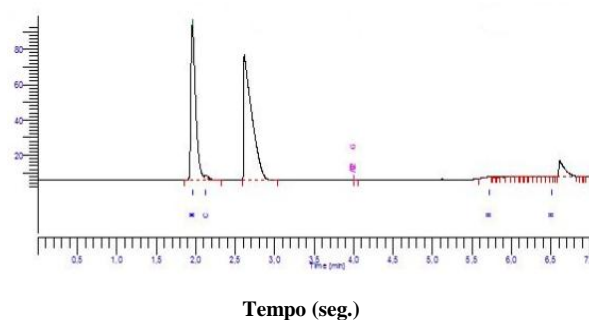
A amostra B possuía uma concentração de 0,04234% de H<sub>2</sub>S antes da passagem do gás pelo filtro e após a passagem pela coluna de adsorção houve uma redução de 100%. A presença de CO<sub>2</sub> foi de 84,20% na amostra “*in natura*” e após a passagem pelo sistema de purificação apresentou uma porcentagem de gás de 72,30%, ou seja, uma redução de 14,13% do valor inicial. A parcela de metano (CH<sub>4</sub>) na amostra “*in natura*” era de 1,70% e após a passagem pelo filtro indicou um percentual de 2,44%, apontando um aumento na concentração deste gás após a purificação do gás.

As figuras 14 e 15, apresentam o cromatograma comparativo da concentração de gases da amostra B, antes (SF) e depois (F) da passagem pelo filtro de adsorção (apêndice página 72 e 73). De acordo com a figura 14, o primeiro pico representa os gases nitrogênio (N<sub>2</sub>) e oxigênio (O<sub>2</sub>), o segundo pico corresponde ao metano (CH<sub>4</sub>) e o terceiro pico equivale aos gases não identificados (NI), o quarto pico corresponde à concentração de sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) e quinto pico equivale à presença de umidade (H<sub>2</sub>O).

**Figura 14** - Cromatograma da amostra B, coletada na entrada do sistema de purificação.



**Figura 15** - Cromatograma da amostra B, coletada na saída do sistema de purificação (F).



Na figura 15, observa-se que o primeiro pico representa os gases nitrogênio ( $N_2$ ) e oxigênio ( $O_2$ ), o segundo pico corresponde ao metano ( $CH_4$ ), e o terceiro equivale aos gases não identificados (NI), o quarto pico corresponde a presença de umidade ( $H_2O$ ). É possível perceber que houve aumento dos picos de  $N_2$ ,  $O_2$  e o desaparecimento total do pico de  $H_2S$  após a passagem pelo sistema de depuração. Também houve um aumento na concentração de metano na amostra.

A presença de  $H_2S$  antes da passagem do gás pelo filtro na amostra C, era de 0,05771% e após a passagem pela coluna de adsorção houve uma redução de 100%. A presença de  $CO_2$  foi de 86,44% na amostra “*in natura*”, após a passagem pelo sistema de purificação apresentou uma porcentagem de gás de 17,25%, ou seja, uma redução de 80%. A parcela de metano ( $CH_4$ ) na amostra “*in natura*” era de 2,58% e após a passagem pelo filtro indicou um percentual de 5,03%, evidenciando um acréscimo de 94,65% na concentração deste gás após a limpeza do biogás. A tabela 17, apresenta o comparativo da concentração de gases da amostra C, antes (SF) e depois (F) da passagem pelo filtro de adsorção.

**Tabela17** - Comparativo da concentração de gases da amostra C, antes e depois da passagem pelo filtro de adsorção.

Amostra	Parâmetros	Calibração	Concentração de gás (%) para SF*	Concentração de gás (%) para F*
C	$N_2 - O_2$	224608,92	1,48	5,25
	$CH_4$	419298,11	2,58	5,03
	$CO_2$	271631,08	86,44	17,25
	$H_2S$	53756,44	0,05771	0,00000
	$H_2O$	28345,07	4,50	4,26
	NI	-	4,94	68,22

\* SF = Sem Filtro (amostras coletadas antes do filtro)

\* F = Filtro (amostras coletadas depois do filtro)

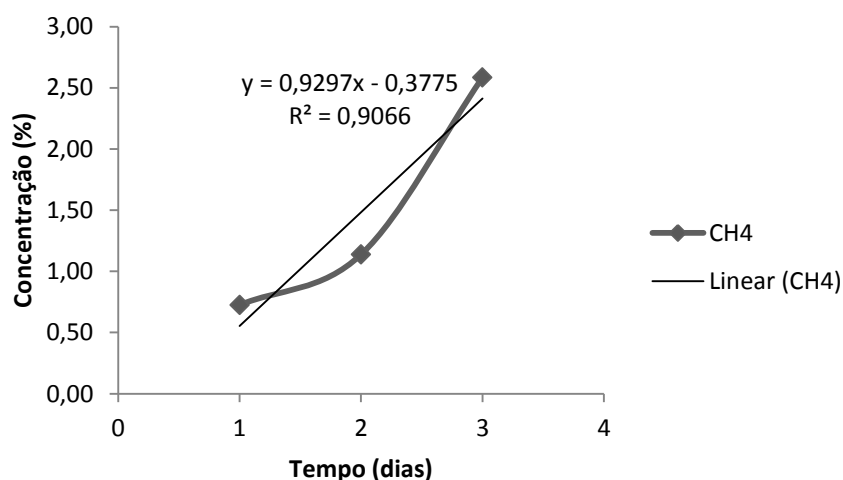
\* NI = Gases não identificados

Também houve uma redução de 5,33% da umidade ( $H_2O$ ) na amostra C. Percebe-se que a concentração de  $N_2$ ,  $O_2$  e gases não identificados aumentou após a passagem pelo filtro, isso provavelmente ocorre pela não afinidade deste adsorvente com o adsorvente.

De acordo com Molino et al. (2013), nos primeiros 05 dias de operação a concentração de metano atinge cerca de 55-60% do volume. Caracteristicamente os RSUs orgânicos produzem biogás, com composição típica de metano (vol. 55-70%), dióxido de carbono (vol. 30-45%), sulfeto de hidrogênio (200-4000 ppm) (BRABER, 1995). No entanto, as amostras coletadas (após este período), apresentaram baixa concentração de metano, o que pode ser justificado devido a possível presença de oxigênio dentro do reator, pois no momento da

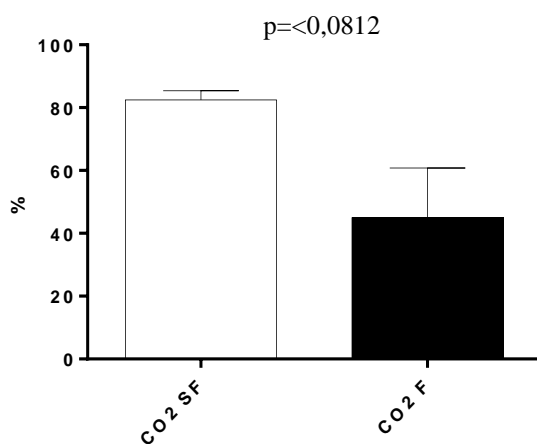
deposição dos resíduos, o oxigênio está presente no espaço vazio do reator, dando início primeiramente a fase aeróbia de digestão, formando dióxido de carbono, água e outros subprodutos (EL-FADEL et al., 1997). Provavelmente as arqueas metanogênicas ainda estavam iniciando o consumo de  $\text{CO}_2$  para produção de metano. Comparando os teores de metano nas três amostras é possível verificar uma tendência exponencial da produção (figura 16).

**Figura 16** – Gráfico de tendência para concentração de metano.

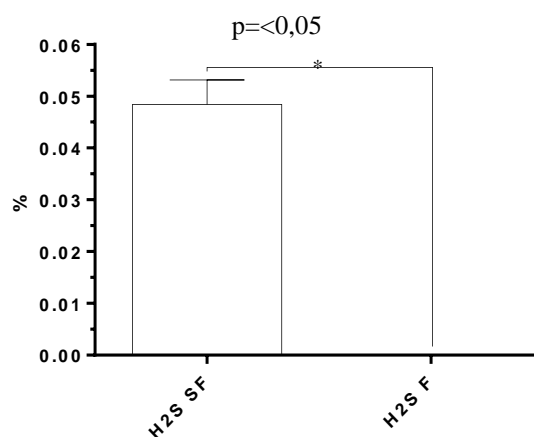


Na avaliação da eficiência do filtro de adsorção na remoção dos gases contaminantes, através do teste t de Student, foi detectada diferença estatística significativa apenas entre as médias do sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ) ( $t = 10,23$  dF= 4  $p = <0,05$ ). Os gráficos abaixo apresentam os resultados da análise estatística referente aos gases  $\text{CO}_2$  e  $\text{H}_2\text{S}$ :

**Figura 17** – Gráfico comparativo da diferença estatística do gás carbônico ( $\text{CO}_2$ ).

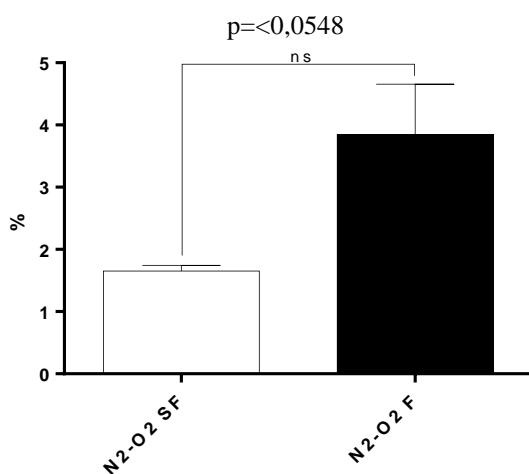


**Figura 18** – Gráfico comparativo da diferença estatística do gás sulfeto de hidrogênio ( $\text{H}_2\text{S}$ ).

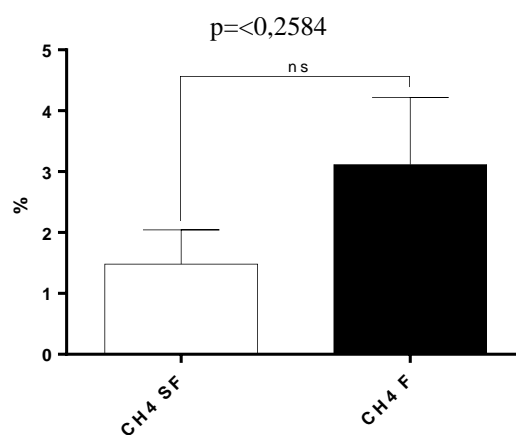


Esses dados comprovam que houve uma remoção eficiente da concentração de sulfeto de hidrogênio em todas as amostras. Apesar da redução de aproximadamente 45% (média das amostras) da concentração de gás carbônico em todas as amostras, estatisticamente não houve diferença significativa ( $t= 2.320$   $dF= 4$   $p= 0,0812$ ). O resultado referente a remoção dos gases nitrogênio ( $N_2$ ) e oxigênio ( $O_2$ ) e os resultados para o metano ( $CH_4$ ) estão apresentados a seguir (figura 19 e 20).

**Figura 19** – Gráfico comparativo da diferença estatística dos gases  $N_2$  e  $O_2$ .

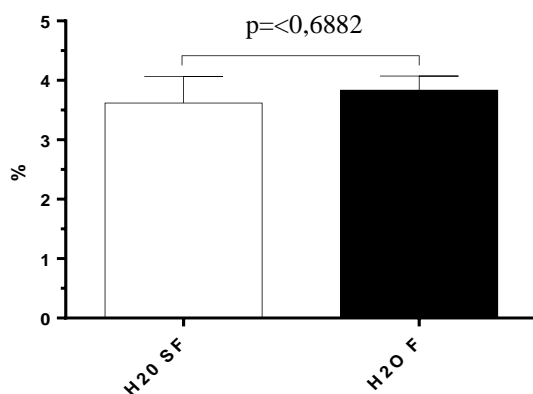


**Figura 20** – Gráfico comparativo da diferença estatística do metano ( $CH_4$ ).

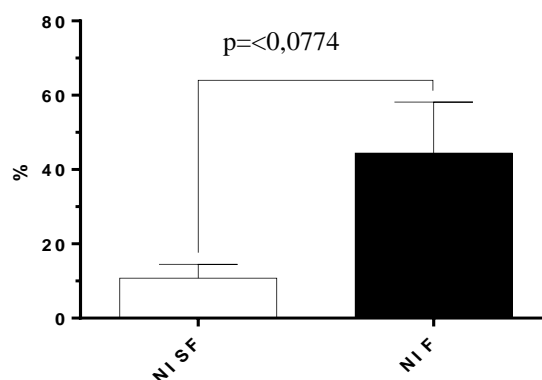


Referente os gases  $N_2$  e  $O_2$  não houve diferença estatística significativa ( $t= 2,688$   $dF= 4$   $p= 0,0548$ ). Apesar de todas as amostras após a passagem pelo filtro terem demonstrado um acréscimo na concentração de metano, os dados não confirmaram diferença estatística relevante ( $t= .316$   $dF= 4$   $p= 0,2584$ ). As figuras 21 e 22 apresentam os gráficos representativos para umidade ( $H_2O$ ) e gases não identificados respectivamente (NI).

**Figura 21** – Gráfico comparativo da diferença estatística de  $H_2O$ .



**Figura 22** – Gráfico comparativo da diferença estatística dos gases não identificados (NI).



A quantidade de vapores presente no biogás depende da temperatura do processo (AL SEADI et al., 2008). O resultado estatístico referente a remoção de H<sub>2</sub>O não apontou uma diferença estatística considerável ( $t= 0,4317$   $df= 4$   $p= 0,6882$ ). O mesmo ocorreu para os gases não identificados (NI) ( $t= 2,363$   $df= 4$   $p= 0,0774$ ).

Avaliando os resultados constata-se que o fenômeno de adsorção é viável na seleção de gases. As moléculas de gases de H<sub>2</sub>S e CO<sub>2</sub> permaneceram retidas nos poros do carvão ativado por meio das interações físicas e químicas, separando de forma eficiente os componentes da mistura. Esses dados reforçam os quocientes encontrados por Dala Possa et al. (2009), no estudo referente ao desempenho de uma coluna de adsorção recheada com Fe<sup>0</sup>, NaOH e carvão ativado, na purificação de biogás obtido a partir de dejetos suínos. A coluna apresentou eficiência na redução de dióxido de carbono, sulfeto de hidrogênio e umidade. A concentração final de sulfeto de hidrogênio foi menor do que 0,0005 ppm.

Após 45 dias de maturação, os resíduos foram retirados do primeiro tanque, para realimentação e os mesmos apresentaram características de material em estado avançado de decomposição. O pH do biofertilizante após o tempo de retenção hidráulica foi 6. O biofertilizante é uma ótima alternativa aos agroquímicos convencionais, pois promovem o aumento de matéria orgânica no solo possibilitando um maior armazenamento de água, melhorando a estrutura e a textura do solo deixando-o mais fácil de ser trabalhado, facilitando a penetração de raízes, absorvendo melhor a umidade do subsolo (GASPAR, 2003).



## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Constatou-se que para que o tratamento da fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos se torne viável no Brasil, como já acontece em outros países, é necessária a criação de leis que proíbam o envio de resíduos orgânicos aos aterros sanitários e ainda recuperem a energia contida nos mesmos. Vivemos em um país com imensas áreas geográficas, com condições climáticas adequadas para a digestão anaeróbia e com abundância de biodiversidade e de recursos naturais. Fontes energéticas preciosas estão sendo aterradas todos os dias. Sem o incentivo do governo, através da criação de políticas públicas que estimulem a inclusão do biogás e das energias renováveis na matriz energética nacional, este recurso continuará sendo desvalorizado e desperdiçado. Mais esforços devem ser realizados no sentido de conscientizar a população quanto à importância da segregação dos resíduos, pois sem esse empenho nenhum modelo de gestão de resíduos sólidos urbanos será eficaz.

Outra questão a ser considerada é a falta de investimentos em pesquisas na produção de biogás. Facilitar os financiamentos de plantas de biogás, disponibilizar mais recursos e melhorar a infraestrutura de laboratórios especializados em gases na região é crucial para diversificar a matriz energética nacional.

Os resultados evidenciaram que esta metodologia tem potencial para transformar um problema de gestão, saúde pública e saneamento ambiental em uma fonte de oportunidades para a geração de insumos, energia e empregos, podendo contribuir de forma positiva para o desenvolvimento regional sustentável.

Para o aterro sanitário de Nova Mutum Paraná, propõe-se que a fração orgânica dos resíduos sólidos urbanos seja enviada para um biodigestor ao invés de um aterro sanitário, produzindo biogás e biofertilizante para os pequenos produtores, proporcionando uma gestão adequada dos resíduos, aumentando a vida útil do aterro e diminuindo os impactos ambientais. O esgoto coletado no distrito, também pode ser empregado na codigestão dos resíduos, facilitando a obtenção de inóculo e reduzindo a quantidade de água utilizada no processo.

A análise do biofertilizante não foi objetivo deste estudo, portanto deixando esta investigação como sugestão para trabalhos futuros. Outra possível investigação seria quanto a influência da presença de sódio e agroquímicos no desempenho da digestão anaeróbia e diferentes tipos e concentrações de inóculo, buscando alternativas para aumentar os rendimentos de metano no biogás produzido.

## CONCLUSÃO

- No refeitório onde os resíduos foram coletados são servidas em média 300 refeições diárias. A geração de resíduos orgânicos é compreendida em todas as etapas do processo, iniciando na manipulação e preparo dos alimentos até o descarte das sobras dos pratos. Os resíduos utilizados nesta pesquisa para abastecimento do biodigestor foram compostos basicamente por restos de comida como arroz, feijão, macarrão, cascas de frutas, verduras e legumes.
- O biodigestor de pequena escala testado nesta pesquisa apresentou bons resultados, permitindo manter uma produção viável e constante de gás. A produção foi influenciada pela variação da temperatura, comprovando que condições mesófilas e termófilas são mais indicadas para a produção de biogás, sendo o período de maio à novembro os meses mais convenientes para região, sem a necessidade de implantação de sistemas de aquecimento.
- O rendimento total durante o primeiro ciclo de abastecimento do biodigestor (45 dias) foi de 395,5 litros ou 0,3955 m<sup>3</sup> de biogás. Uma média de 8,78 litros ou 0,00878 m<sup>3</sup> de biogás por dia. Estima-se que uma tonelada de resíduos orgânicos possa produzir cerca de 8.788,88 litros ou 8,78888 m<sup>3</sup> de biogás. O biogás indicou acidez da amostra, com valor de pH 3 e baixas concentrações de metano, sendo indicado buscar novas alternativas para aumentar os rendimentos do biogás produzido.
- Houve uma remoção de 100% da concentração de sulfeto de hidrogênio em todas as amostras. Os resultados demonstraram aumento na concentração de metano em todas as amostras “F”, confirmando um bom desempenho do filtro de adsorção com carvão ativado, retratando grande potencial para purificação de biogás.

## REFERÊNCIAS

Associação Brasileira de Empresas de Limpeza Pública e Resíduos Especiais - ABRELPE.

**Panorama dos resíduos sólidos no Brasil 2015.** 92 p. 2016. Disponível em: < <http://www.abrelpe.org.br/Panorama/panorama2015.pdf> > Acesso em: 18 jun. 2017

AL SEADI, T.; RUTZ, D.; PRASSL, H.; KÖTTNER, M., FINSTERWALDER, T.; VOLK, S.; JANSSEN, R. **Biogás handbook**. Big east project, funded by the European commission. University of Southern Denmark Esbjerg. Denmark. 2008. 126 p.

ANDRADE, M. A. N.; RANZI, T. J. D.; MUNIZ, R. N.; SILVA, L. G. S.; ELIAS, M. J. Biodigestores rurais no contexto da atual crise de energia elétrica brasileira e na perspectiva da sustentabilidade ambiental. In: ENCONTRO DE ENERGIA NO MEIO RURAL – AGRENER, 4, 2002, Campinas. **Anais...** Campinas: UNICAMP/NIPE, 2002. 12 p.

BAERE, L. Will anaerobic digestion of solid waste survive in the future? **Water Science & Technology**, v. 53. n. 8, p 187–194. 2006.

BAGREEV, A.; RAHMAN, H.; BANDOSZ, T. J. Thermal regeneration of a spent activated carbon previously used as hydrogen sulfide adsorbent. **Carbon**, v. 39, p. 1319–1326. 2001.

BARCELOS, B. R. **Avaliação de diferentes inóculos na digestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos domésticos**. 2009. 89 p. Dissertação, Mestrado em Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, Universidade de Brasília, Brasília, 2009.

BLEY, C. J. **Biogás: a energia invisível**. 2. ed. Foz do Iguaçu, PR: Itaipu Binacional, 2015. 231 p.

BORSCHIVER, S.; SILVA, A.L.R. Mapeamento tecnológico para purificação de biogás e seu aproveitamento: panorama mundial e iniciativas nacionais. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA QUÍMICA – COBEQ, 20, 2014, Florianópolis, SC. **Anais...** Florianópolis, SC: 2014. 9 p.

BOULINGUIEZ, B.; LE CLOIREC, P, Adsorption on activated carbons of five selected volatile organic compounds present in biogas: comparison of granular and fiber cloth materials. **Energy Fuels**, v. 24, p. 4756–4765. 2010.

BRABER, K. Anaerobic digestion of municipal solid waste: a modern waste disposal option on the verge of breakthrough. **Biomass and Bioenergy. Elsevier Science Ltda**, v. 9, p. 365-376. 1995.

BRANCHER, M. **Avaliação da degradação fotocatalítica de H<sub>2</sub>S em um reator anular**. 2012. 116p. Dissertação, Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2012.

BRASIL. Lei nº 12.305 de 02 de agosto de 2010. Política Nacional de Resíduos Sólidos (PNRS). 2. Ed. Brasília: Câmara dos Deputados. Atualizada em 18 de maio de 2012. 73 p.

CENDOFANTI, A. C. **Minimização de resíduos de um processo de carvão ativado e de goma resina**. 2005. 112p. Dissertação, Mestrado em Engenharia de Recursos Hídricos e Ambiental, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

CHYNOWETH, D. P.; OWENS, J. M.; LEGRAND, R. Renewable methane from anaerobic digestion of biomass. **Renewable Energy**, v. 22, p. 1-8. 2001.

CLAUDINO, A. **Preparação de carvão ativado a partir de turfa e sua utilização na remoção de poluentes**. 2003. 101 p. Dissertação, Mestrado em Engenharia Química, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2003.

COELHO, S. T.; VELÁZQUEZ, S. M. S. G.; SILVA, O. C.; PECORA, V.; ABREU, F. C. **Geração de energia elétrica a partir do biogás proveniente do tratamento de esgoto**. Centro Nacional de Referência em Biomassa: CENBIO. São Paulo – SP. 2005. 10 p.

COLTURATO, L. F. D. B. **Dessulfuração de Biogás da Metanização da vinhaça: uma nova abordagem para remoção de altas concentrações de H<sub>2</sub>S**. 2015. 224 p. Tese, Doutorado em Saneamento, Meio ambiente e Recursos Hídricos, Universidade Federal de Minas Gerais, Escola de Engenharia, Belo Horizonte. 2015.

COMASTRI FILHO, J. A. **Biogás, independência energética do Pantanal Mato-grossense**. EMBRAPA. UEPAE de Corumbá. Circular Técnica 09. Corumbá, MS. 1981. 53p.

COONEY, C. L.; WISE, D. L. Thermophilic Anaerobic Digestion of Solid Waste for Fuel Gas Production. **Biotechnology and Bioengineering**, v. XVII, p. 1119-1135. 1975.

CTGÁS – CENTRO DE TECNOLOGIA EM GÁS. **Curso de inspeção de sistemas de medição de gás natural: Cromatografia e qualidade do gás natural**. 35 p. Disponível em: [http://ead2.ctgas.com.br/a\\_rquivos/inspecao\\_sistemas\\_de\\_gas/Cromatografia/Modulo\\_1\\_-\\_Desafio\\_1\\_-\\_Definicao\\_de\\_Cromatografia\\_-\\_Parte\\_I\\_PDF.pdf](http://ead2.ctgas.com.br/a_rquivos/inspecao_sistemas_de_gas/Cromatografia/Modulo_1_-_Desafio_1_-_Definicao_de_Cromatografia_-_Parte_I_PDF.pdf). Acesso em: 30 nov. 2016.

DAHUNSI, S. O.; ORANUSI, U. S. Co-digestion of food waste and human excreta for biogas production. **British Biotechnology Journal**, v. 3, p. 485-499. 2013.

DALA POSSA, R.; MOREJON, C. F. M.; BARICCATTI, R.; FERREIRA, E.; OLIVEIRA, V. **Análise do desempenho de um sistema alternativo de purificação do biogás obtido pela digestão de dejetos de suínos**. 2009. 12 p.

DAL SOTO, U. P.; CANCELIER, A.; LOPES, T. J.; FARES, O. A. Avaliação de diferentes temperaturas e concentrações, com ou sem agitação do substrato na produção de Biogás. **Sociedade Brasileira de Química (SBQ)**. 2009.

EL-FADEL, M.; FINDIKAKIS, A. N.; LECKIE, JAMES, O. Environmental impacts of solid waste landfilling. **Journal of Environmental Management**. v. 50, 25 p. 1997.

FALCÃO, M. M.; GUSMÃO, C. C. **Produção de biogás em diferentes sistemas de criação de suínos em Santa Catarina**. 2008. 170 p. Dissertação, Mestrado em Engenharia Ambiental, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2008.

FERRAZ, J. M. G.; MARRIEL, I. E. **Biogás: uma fonte alternativa de energia**. EMBRAPA / CNPMS. Circular Técnica 03. Sete Lagoas. 1980. 27p.

FRAZIER, R. S.; HAMILTON, D.; NDEGWA, P. M. **Anaerobic Digestion: Biogas Utilization and Cleanup**. Oklahoma Cooperative Extension Service. Division of Agricultural Sciences and Natural Resources. 2011. 4.p. Disponível em: <<http://pods.dasnr.okstate.edu/docushare/dsweb/Get/Document-7877/BAE-1752web.pdf>> Acesso em: 18 Ago. 2016.

FNR. Handreichung Biogasgewinnung und. **Nutzung**, v. 3. überarbeitete Auflage; Fachagentur Nachwachsende Rohstoffe edt. Germany. 2006.

GASPAR, R. M.B. L. **Utilização de biodigestores em pequenas e médias propriedades rurais, com ênfase na agregação de valor: um estudo de caso na região de Toledo-PR**. 2003. 119 p. Dissertação, Mestrado em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, SC. 2003.

GUELF, L. R. SCHEER, A. P. **Estudo de adsorção para purificação e separação de misturas na indústria petrolífera**. 2007. 44 f. Monografia, Engenharia Química, Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2007.

HAMER, G. Solid waste treatment and disposal: effects on public health and environmental safety. **Biotechnology Advances**, v. 22, p. 71–79. 2003.

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada - IPEA. **Diagnóstico dos Resíduos Sólidos Urbanos**. Brasília. 2012. 82 p.

JOHNSON, D. B.; HALLBERG, K. B. Acid mine drainage remediation options: a review. **Science of the Total Environment**. V. 338. 2005. p 3– 14.

JORGE, L. C. **Estudo de implantação de biodigestores anaeróbios no município de Paty do Alferes – RJ, uma contribuição para minimizar a degradação ambiental na área rural**. 2004. 76 p. Dissertação, Mestrado em Ciências Ambientais, Universidade Federal Fluminense, Niterói. 2004.

JØRGENSEN, P. J. **Biogas– green energy**. Plan Energi and Researcher for a Day. Faculty of Agricultural Sciences, Aarhus University. 2009. 36 p.

JUNKES, M. B. et al. **Procedimentos para aproveitamento de resíduos sólidos urbanos em municípios de pequeno porte**. 2002. 116 p. Dissertação, mestrado em Engenharia de Produção, Universidade Federal de Santa Catarina. 2002.

KIM, J.K. ROCK OH, B. CHUN, Y. N. KIM, S. W. Effects of Temperature and Hydraulic Retention Time on Anaerobic Digestion of Food Waste. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 102, n. 4, p. 328–332. 2006.

LABATUT, R. A.; ANGENENT, L. T.; SCOTT, N. R. Biochemical methane potential and biodegradability of complex organic substrates biological and environmental Engineering. **Bioresource Technology**, v. 102. p. 2255–2264. 2011.

LAO – Indústria de hidrômetros. Catálogo de medidores de gás. Disponível em: <<http://laointustria.com.br/images/uploads/Medidores%20de%20G%C3%A1s.pdf>> Acesso em: 04 ago. 2016.

LIMA, P. C. R. **Biogás da suinocultura: Uma importante fonte de geração de energia**. Biblioteca digital da Câmara dos Deputados. Brasília: DF, 2007. Disponível em: <<http://bd.camara.gov.br>> Acesso em: 13 Jul. 2016.

MAINIER, F. B.; VIOLA, E. D. M. O sulfeto de hidrogênio (H<sub>2</sub>S) e o meio ambiente. In: SIMPÓSIO DE EXCELÊNCIA EM GESTÃO E TECNOLOGIA, 2, 2005, Resende, RJ. **Anais...** Resende: 2005. 612- 618 p.

MARTINS, D; BICA, G. S. Biodigestor, uma solução de baixo custo para pequenas propriedades. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE AGROECOLOGIA, 8, 2013, Porto Alegre, RS. **Anais...** Porto Alegre: 2013.

MATTOS, L. C.; FARIAS JÚNIOR, M. **Manual do biodigestor sertanejo**. Projeto Dom Helder Camara. Recife. 2011. 55 p.

MERSCHMANN, P. R. C. **Análise do potencial técnico e de mercado de uso industrial de CO<sub>2</sub> de destilarias de etanol do Centro-Sul do Brasil**. 2014. 281 p. Tese, Doutorado em Ciências e Planejamento Energético, Universidade Federal do Rio de Janeiro – UFRJ, Rio de Janeiro. 2014.

MINISTÉRIO DA AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO - MAPA. **Plano Nacional de Agroenergia 2006-2011**. Secretaria de Produção e Agroenergia. 2. ed. Brasília, DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2006. 110 p.

MIYAWAKI, B. **Purificação de biogás através de cultivo de microalgas em resíduos agroindustriais**. 2014. 137 p. Dissertação, Mestrado em Engenharia e Ciência dos Materiais, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, PR, 2014.

MOLINO, A.; NANNA, F.; DING, Y.; BIKSON, B.; BRACCIO, G. Biomethane production by anaerobic digestion of organic waste. **Fuel**, v. 103, p. 1003–1009. 2013.

MOREJON, C. F. M.; LIMA, J. F.; ROCHA, W. F.; POSSA, R. D. Proposta de Novo Modelo de Gestão dos Resíduos Sólidos Urbanos. In: 3RD INTERNATIONAL WORKSHOP - ADVANCES IN CLEANER PRODUCTION: “CLEANER PRODUCTION INITIATIVES AND CHALLENGES FOR A SUSTAINABLE WORLD”, 2011, São Paulo – SP. **Anais...** Sao Paulo: 2011. 10 p.

NÓBREGA, G. A. S. **Determinação do teor de umidade do gás natural usando um dispositivo com adsorção**. 2001. 85 p. Monografia, Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2001.

ORTOLANI, A. F.; BENINCASA, M.; LUCAS JUNIOR, J. **Biodigestores rurais: modelos indiano, chinês e batelada**. Jaboticabal: FUNEP, 1991. 03 p.

PLAZA, G.; ROBREDO, P.; PACHECO, O.; TOLEDO, A. S. Anaerobic treatment of municipal solid waste. **Water Science and Technology**, v. 33. n.3. p. 169-175. 1996.

REIS, A. S. **Tratamento de resíduos sólidos orgânicos em biodigestor anaeróbio**. 2012. 63 p. Dissertação, Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 2012.

RONDÔNIA. **Notícias sobre aterro sanitário de Nova Mutum Paraná**. Disponível em: <<http://www.rondoniagora.com/geral/prefeitura-faz-parceria-para-resolver-problema-do-aterro-em-vila-nova-mutum>> Acesso em: 23 abr. 2017.

\_\_\_\_\_. **Notícias sobre aterro sanitário de Nova Mutum Paraná**. Disponível em: <<http://www.newsrondonia.com.br/noticias/nova+mutum+prefeito+recebe+projeto+de+recup+eracao+do+aterro+sanitario/94829>> 18 jul. 2017.

ROYA, B.; FREITAS, E.; BARROS, E.; ANDRADE, F.; PRAGANA, M.; SILVA, D. J. A. Biogás – uma energia limpa. **Revista Eletrônica Novo Enfoque**, n. 13, p. 142 – 149. 2011.

RUTHVEN, D. M. Principles of adsorption and adsorption process. United States of America: Wiley. **Interscience Publication**, p. 1 – 13, 221 – 270. 1984.

SANTOS, E. L. B.; NARDI JUNIOR, G. Produção de biogás a partir de dejetos de origem animal. **Revista Tekne e logos**, Botucatu, SP. v. 4, 11 p. 2013.

SCHUELER, A. S.; MAHLER, C. F. **Composting in Brazil**. 2003. 10 p.

SCHULZ, F. **Biodigestão anaeróbia da fração orgânica de resíduos sólidos urbanos**. 2015. 112 p. Dissertação, Mestrado em Engenharia civil, Universidade do Vale do Rio dos Sinos, São Leopoldo –RS. 2015.

SHIMEKIT, B.; MUKHTAR, H. **Natural Gas Purification Technologies – Major Advances for CO<sub>2</sub> Separation and Future Directions**. Chapter 9, in Al-Megren, H. (ed) **Advances in Natural Gas Technology**. InTech, Rijeka, Croatia, p. 235 – 270. 2012.

VELOSO, A. V.; SOUZA, W. L.; ARAÚJO, P. M. M.; SANT'ANNA, M. C. S.; ALMEIDA, J. K. T. C.; SILVA, I. P. Análise dimensional de um biodigestor piloto baseado no modelo indiano utilizando resíduos alimentares. In: CONGRESSO NACIONAL DE ENGENHARIA MECÂNICA, 6, 2010, Campina Grande, Paraíba. **Anais...** Campina Grande, 2010.

WEILAND, P. Production and energetic use of biogas from energy crops and wastes in Germany. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v. 109. p. 263 -274. 2003.

ZHANG, D. Q.; TAN, S. K.; GERSBERG, R.M. Municipal solid waste management in China: Status, problems and challenges. **Journal of Environmental Management**, v. 91.. p.1623-1633. 2010.

ZHAO, Q.; LEONHARDT, E.; MACCONNELL, C.; FREAR, C.; CHEN, S. Purification Technologies for Biogas Generated by Anaerobic Digestion. **CSANR Research Report**, v.1, Ch. 9, Climate Friendly Farming. 24 p. 2010.

ZICARI, S. M. **Removal of hydrogen sulfide from biogas using cow-manure compost**. 2003. 132 p. Thesis, Master of Science, Faculty of the Graduate School of Cornell University. 2003.

## APÊNDICE



## Cromatograma Biogás Padrão

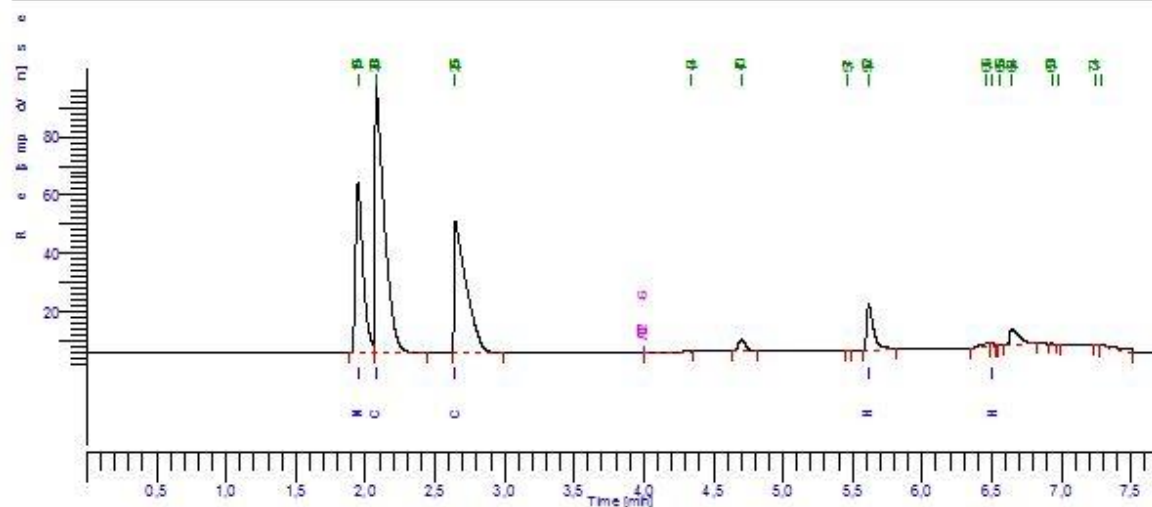
Page 1 of 1

Software Version : 6.3.2.0646  
 Sample Name : FELIPE MORITZ  
 Instrument Name : Clarus680  
 Rack/Vial : 0/0  
 Sample Amount : 1.000000  
 Cycle : 1

Date : 02/04/2012 05:36:42  
 Data Acquisition Time : 02/04/2012 05:26:36  
 Channel : B  
 Operator : manaqer  
 Dilution Factor : 1.000000

Result File :

Sequence File : C:\PenExe\TcWS\Ver6.3.2\Sequencias\Felipe Moritz 28 Junho 2017.seq



## Biogás

UTFPR

Pico #	Component Name	Time [min]	Area [uV*sec]	Altura [uV]	Area [%]	Concentração (%)
1	N2-O2	1.947	222244.81	58574.84	22.81	0.2222
2	CH4	2.077	422076.02	92881.44	43.32	168.7194
3	CO2	2.645	272405.66	45254.46	27.96	0.2724
7	H2S	5.615	54186.85	15897.58	5.56	60.5247
9	H2O	6.503	3439.76	1116.10	0.35	0.0034
			974353.10	213724.42	100.00	229.7422

Analista: Simoni Spohr Venzon

## Cromatograma Amostra B - SF

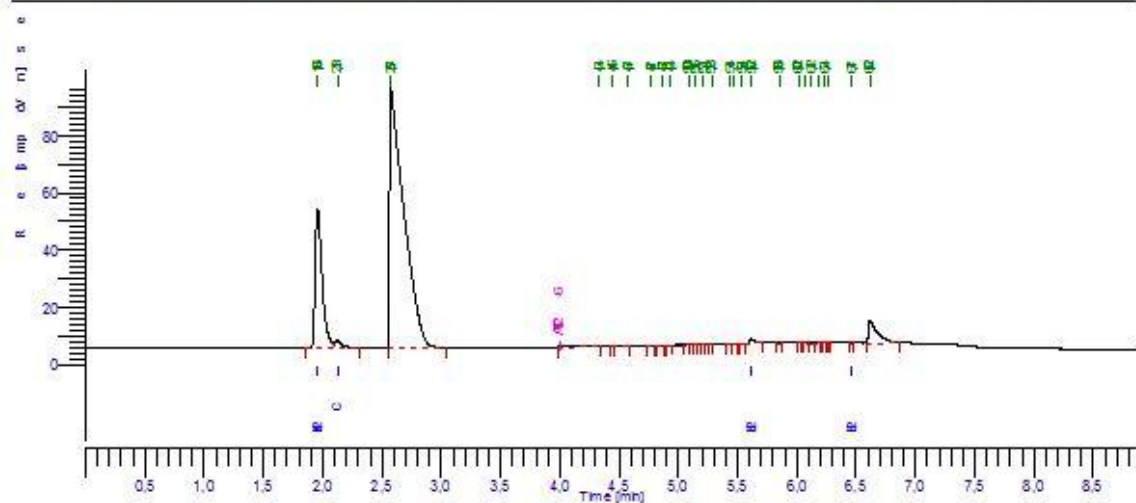
Page 1 of 1

Software Version : 6.3.2.0646  
 Sample Name : FELIPE MORITZ  
 Instrument Name : Clarus680  
 Rack/Vial : 0/0  
 Sample Amount : 1,000000  
 Cycle : 1

Date : 02/04/2012 07:32:32  
 Data Acquisition Time : 02/04/2012 07:21:12  
 Channel : B  
 Operator : manaqer  
 Dilution Factor : 1,000000

Result File :

Sequence File : C:\PenExe\TcWS\Ver6.3.2\Sequencias\Felipe Moritz 28 Junho 2017.seq



## Biogás

UTFPR

Pico #	Component Name	Time [min]	Area [uV*sec]	Altura [uV]	Area [%]	Concentracão (%)
1	N2-O2	1,957	199096,28	48661,18	94,32	0,1991
2	CH4	2,126	7199,89	1956,62	3,41	2,8781
17	H2S	5,620	4731,66	1529,49	2,24	5,2851
25	H2O	6,467	65,07	43,89	0,03	0,0001
			211092,90	52191,19	100,00	8,3623

Analista: Simoni Spohr Venzon

## Cromatograma Amostra B - F

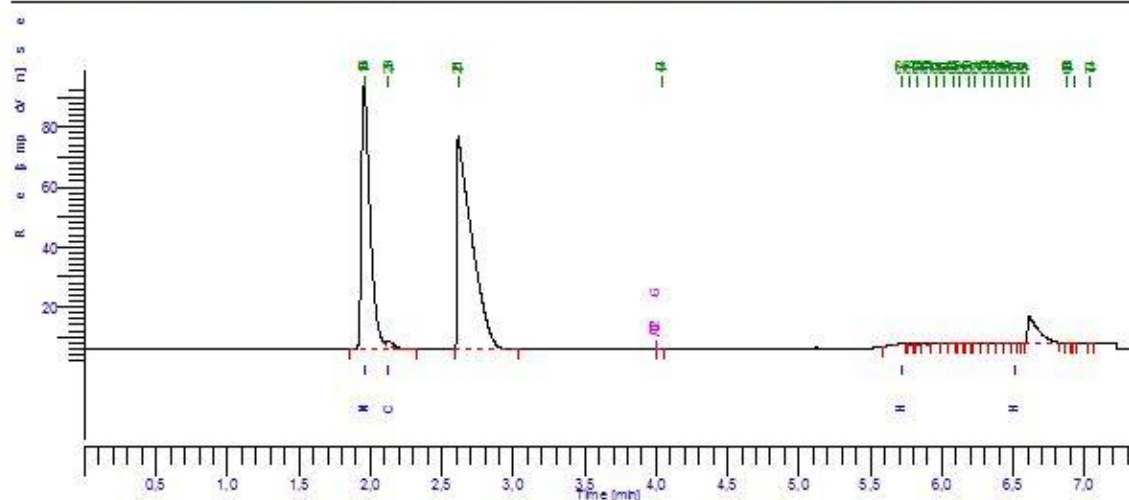
Page 1 of 1

Software Version : 6.3.2.0646  
 Sample Name : FELIPE MORITZ  
 Instrument Name : Clarus680  
 Rack/Vial : 0/0  
 Sample Amount : 1,000000  
 Cycle : 1

Date : 02/04/2012 06:02:43  
 Data Acquisition Time : 02/04/2012 05:53:03  
 Channel : B  
 Operator : manaqer  
 Dilution Factor : 1,000000

Result File :

Sequence File : C:\PenExe\TcWS\Ver6.3.2\Sequencias\Felipe Moritz 28 Junho 2017.seq



## Biogás

UTFPR

Pico #	Component Name	Time [min]	Area [uV*sec]	Altura [uV]	Area [%]	Concentracão [%]
1	N2-O2	1.956	377515.17	88584.03	97.30	0.3775
2	CH4	2.126	7332.73	1801.67	1.89	2.9312
5	H2S	5.720	3086.36	263.13	0.80	3.4474
19	H2O	6.506	42.13	24.98	0.01	0.0000
			387976.39	90673.81	100.00	6.7561

Analista: Simoni Spohr Venzon